

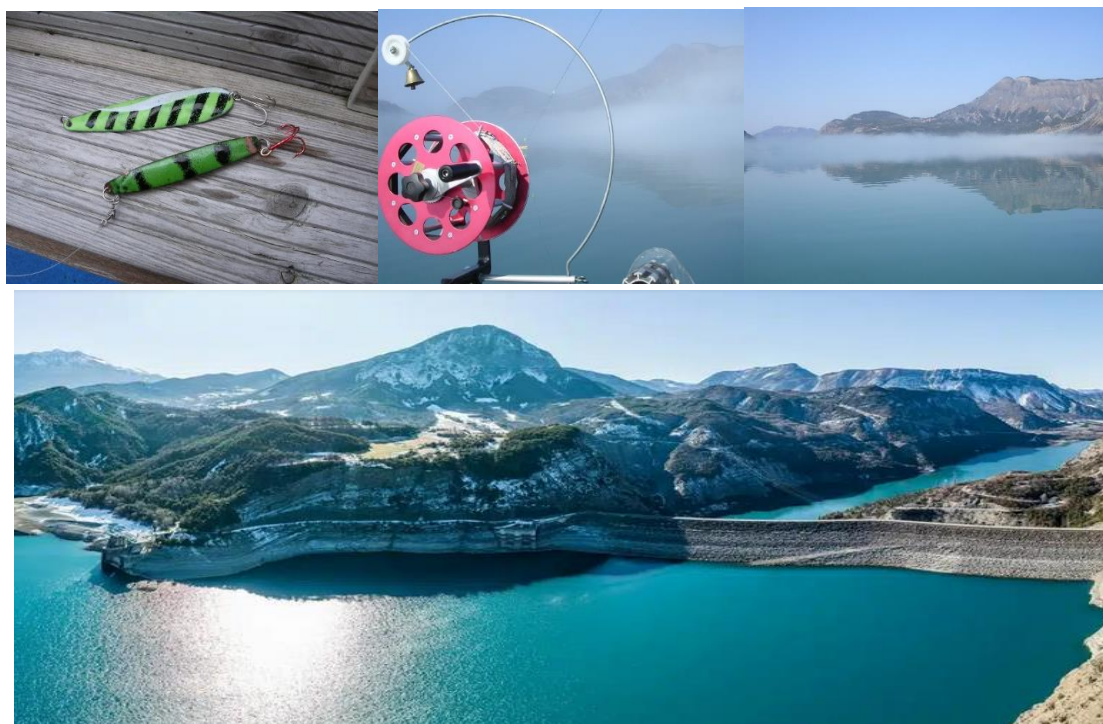
V^{ème} Etude hydro-biologique de la Retenue de Serre-Ponçon

Partie 2/2 - Décembre 2024

Rapport au Syndicat Mixte d'Aménagement et de Développement de Serre-Ponçon (S.M.A.D.E.S.E.P.)

Evolution des peuplements piscicoles de la retenue de Serre-Ponçon (Htes Alpes)

1960 -2023



Rédaction : Remi Chappaz, Nicolas Pech, Clément Rautureau, Jean Guillard, Julien Dublon et Christine Argillier

Décembre 2024



Participation à l'étude

Première partie : Analyses des captures par les pêcheurs de loisir

A. Azouz, B. Barascud, M. Batoux, F. Chappaz, R. Chappaz, M. Delenatte, D. Doucende, N. Pech, B. Reynier & B. Rivier, ... Et tous les pêcheurs de l'association « Treuils et Tangons » qui ont soigneusement rempli leur carnet de pêche

Partie 2 : Les Pêches scientifiques aux filets maillants

C. Argillier, G. Brun, L. Cavalli, R. Chappaz, R. Conraud, F. Dala, D. Doucende, J-M. Foissy, A. Gilles, G. Olivari, N. Pech, B. Rivier, ...

Partie 3. Les pêches complémentaires à l'électricité de bordure

V. Diouloufet, J. Dublon, Q. Salmon

Partie 4. Etude de l'ichtyofaune par hydroacoustique

J. Guillard, C. Rautureau

Partie 5. Discussion

R. Chappaz

Perspectives

C. Argillier, R. Chappaz, J. Dublon, S. Westrelin, H. Rodriguez Perez, T. Tormos

Table des matières

Introduction	1
Première partie : Analyses des captures par les pêcheurs de loisir.....	3
1.1. Introduction	3
1.2. Le milieu d'étude	5
1.3. Les carnets de pêche aux engins analysés.....	7
1.4. Traitement des données	8
1.5. Résultats	9
1.5.1. Evolution du nombre de pêcheurs, nombre de sorties et durées de pêche	9
1.5.2. Espèces capturées à Serre-Ponçon	12
1.5.3. Histogrammes des captures	12
1.5.4. Evolution de la taille moyenne des captures.....	14
1.5.5. Evolution des captures	15
1.5.6. Evolution des captures par unité d'effort (CPUE)	17
1.6. Discussion	17
Partie 2 : Les Pêches scientifiques aux filets maillants	20
2.1. Les différentes pêches réalisées	20
2.2. Méthodologie de comparaison historique des peuplements.	22
2.3. Evolution historique toutes espèces confondues	24
2.3.1. Evolution des captures et des fréquences relatives	24
2.3.2. Evolution des C.P.U.E en fonction des campagnes de pêches :.....	27
2.3.3. Calcul des CPUE par classe de mailles de filets.....	27
2.4. Analyses des données DCE 2011, 2017 et 2023	32
2.4.1. Analyse des effectifs capturés	32
2.4.2. Biomasse capturée	35
2.4.3. Structure des populations	38
2.4.3. Indice Ichtyofaune pour les retenues (IIR)	47
Partie 3. Les pêches complémentaires de bordure, à l'électricité.....	49
3.1. Introduction.....	49
3.2. Matériels et méthodes.....	49
3.3. Résultats	51
3.4. En synthèse	55
Partie 4. Etude de l'ichtyofaune par hydroacoustique.....	56
5.1. Matériels et méthodes en hydroacoustique	56
5.1.1. Distribution des espèces piscicoles et structuration physico-chimique de la masse d'eau	58
4.2. Traitement des données acoustiques.....	60
4.3. Résultats	61
4.3.1. Distribution verticale des cibles dans la colonne d'eau.....	62
4.4. Conclusion de chapitre	73
Partie 5. Discussion.....	74
La Compétition avec les espèces introduites.	74
Modifications de l'environnement lacustre	75

Changement dans la relation prédateurs- proies.....	76
Perspectives relatives à la 5 ^{ème} étude hydrobiologique.....	80
Bibliographie.....	85

Introduction

La retenue de Serre-Ponçon est située à la confluence de la Durance et de l'Ubaye. La Durance constitue le principal affluent de la partie basse du fleuve Rhône. La loi du 5 avril 1923 entérine la constitution de réserves sur la Durance et le Verdon avec la satisfaction prioritaire des besoins agricoles et la possibilité d'utiliser les eaux pour produire de l'énergie. La loi du 5 janvier 1955 déclare d'utilité publique la réalisation du barrage de Serre-Ponçon dans un contexte de relance économique de la France en concédant toute l'exploitation de la Durance à Electricité de France, établissement public à caractère industriel et commercial.

Située à 780m d'altitude, la retenue mesure 19 km de long dans sa plus grande longueur pour 2 km de large, elle mesure en hautes eaux une superficie de 2894 ha, pour une profondeur maximale de 110 m et un volume de 1,2 milliard de m³. Cette retenue a initialement un double objectif, production électrique (700 millions de KWh) et constitution d'une réserve importante à des fins agricoles (140 millions de m³). Le temps de renouvellement des eaux est rapide (155 jours). Du fait de l'altitude et du renouvellement des eaux, le lac est resté longtemps peu stratifié ; il ne présente que rarement des périodes d'anoxie en zone profonde. En raison du fonctionnement hydroélectrique, le marnage hivernal peut atteindre 58 m et la retenue est caractérisée par une absence totale d'herbier.

Le présent rapport est une synthèse des données issues de différentes campagnes d'études depuis les années 1960. En effet, au début des années 60, un ingénieur du GREF visionnaire, J. Bastide fait le constat que la mise en eau d'une retenue de cette importance doit justifier d'études pour rendre compte régulièrement de son évolution hydrobiologique. Il va contribuer alors à mettre en place des suivis physico-chimiques et halieutiques de la retenue.

Le chemin directeur des analyses présentées ici qui constituent la deuxième tranche de la Vème étude hydro-biologique de Serre-Ponçon, est d'apporter des résultats aux gestionnaires à partir des bases de données (données pêcheurs et données scientifiques) et d'apporter des éléments de réponse aux questions suivantes :

- Les poissons sont-ils moins nombreux (ou plus) qu'autrefois ?
- La taille des poissons capturés par les pêcheurs est-elle plus faible que par le passé ?
- Les espèces capturées sont-elles différentes ?
- Beaucoup d'espèces ont été introduites dans la retenue, quels sont les rapports avec les espèces indigènes?
- Quelle est la répartition des poissons dans la retenue et la biomasse piscicole calculée?

- Existe-t-il une relation entre les observations piscicoles et la qualité des eaux de la retenue?

Parmi les suivis « poissons » dont les données sont encore disponibles, il y a le suivi des carnets de pêche aux « engins » par une catégorie particulière de pêcheurs de l'association « Treuils et Tangons ». Cette analyse va constituer la première partie du rapport. L'analyse des captures de différentes campagnes de pêche aux filets maillants, (pêches scientifiques) va constituer la seconde partie du présent rapport. Cette partie sera complétée par une analyse des espèces présentes en zones littorales peu profondes, capturées en pêches électriques sur quelques points particuliers de la retenue (partie 3). La 4^{ème} partie consistera en l'analyse de deux campagnes de mesures hydroacoustiques conduites par INRAE de Thonon les Bains en situations hivernales et estivales de 2023 et 2024. L'ensemble de ces résultats sera ensuite discuté (partie 5) et la dernière partie de ce rapport sera une synthèse des résultats des tranches 1 et 2 de l'étude et une réflexion sur l'évolution de la retenue et les suivis qui pourraient être préconisés.

Première partie : Analyses des captures par les pêcheurs de loisir

1.1. Introduction

L'étude des poissons dans les milieux naturels peut être le fait de grosses structures de recherches qui possèdent des moyens matériels importants ; elle peut aussi reposer sur des savoirs empiriques de pêcheurs. Dans les deux approches, les analyses sont d'autant plus pertinentes qu'elles reposeront sur une méthodologie qui puisse être reproduite et sur une base temporelle importante. Pourtant, malgré l'appel de Nordhoff (1930), peu de chercheurs tiennent encore compte des savoirs empiriques des pêcheurs.

La retenue de Serre-Ponçon située dans le sud-est de la France fait l'objet d'une pêche de loisir importante dont l'analyse peut contribuer à une meilleure connaissance de la biodiversité qu'elle héberge. Parmi les types de pêches observées, la pêche aux engins est pratiquée en bateau par une catégorie particulière de pêcheurs amateurs. Ces pêcheurs ont obligation d'inscrire les jours et durées des pêches ainsi que les espèces et tailles des poissons capturés sur un carnet de contrôle annuel. La présente étude permet de comparer les informations statistiques issues de l'analyse des carnets des pêcheurs entre 1984 et 2022 avec une volonté d'un retour d'information à destination des pêcheurs sur l'évolution de leur activité. Ce type d'approche s'apparente à de la science participative, une science participative un peu contrainte qui s'établit sur un nombre important d'années et sur plusieurs générations de pêcheurs.

Au début des années 1960, Jacques Bastide, fait le constat que la mise en eau de la retenue doit faire l'objet d'un suivi scientifique de la qualité de ses eaux mais aussi des peuplements de poissons. Il sera à l'origine de campagnes d'analyses physico-chimiques mais aussi de suivis de l'ichtyofaune : analyses des "paniers" depuis les pêcheurs de bordure puis suivis des captures effectuées à partir de bateaux.

Certains rapports à la DDAF retrouvés permettent de dresser le tableau suivant avec les informations de 1961 à 1969, puis en 1974-1976. Beaucoup d'informations manquent, dans les années 60 : un classement global toxostomes/chevaine/blageons (suiffe), ne permet pas de distinguer entre les espèces, on note des problèmes de détermination puisque l'on voit apparaître une catégorie « salmonidés » et une absence de données 1970-73 puis après 1976.

Néanmoins les captures réalisées depuis le bord par les pêcheurs à la ligne montrent le fort développement des espèces introduites, perches notamment puis dans une moindre mesure brochet et carpe et la baisse des captures de truites.

*Tableau 1.1. Données historiques du contrôle des paniers par les gardes pêches. (Les données 1961-1963 sont issues du rapport P-J. Laurent 28 juin 1963, les données 1964-1969 sont issues du rapport de l'ingénieur en chef de GREF, août 1970 et les données 1974-1976 sont issues du rapport J-M Besson Service Hydraulique et Forestier 1977). Les valeurs avec * ne concernent que les salmonidés.*

Années	Nombre de captures contrôlées	Truite								
		TRF	ARC	SDF	Perches	Suiffes/ Chevaines	CHE	GAR	GOU	BRO
1961	17000*	70	23,5	0,06		environ 600kg nombre non connu				
1962	20000*	83,5	15	1,5		environ 870kg nombre non connu				
1963	18850*	84	13	3		environ 3000kg, nombre non connu				
1964	10 593	6,5	0,9		4,8	87,8				
1965	12 935	1,6	2,2		6,3	89,9				
1966	14 911	2,2	2,8		34	61				
1967	14 700	2,6	2,9		54,5	40				
1968	11 664	1,8	3		66	29,2				
1969	8 802	2	7,6		83,5	8,9				
....										
1974	12749	2,16			64,96		1,77	0,57	28,85	0,42
1975	11345	2,36			37,38		2,31	0,22	56,67	0,38
1976	13843	1,3			41,95		1,34	0,36	54,12	0,26

Si, l'analyse des poissons capturés puis rencontrés dans les paniers des pêcheurs sera abandonnée après quelques années car trop sélective, les carnets de suivis "bateau" seront poursuivis jusqu'à ce jour.

Pourtant beaucoup de ces carnets gérés par la Direction Départementale de l'Agriculture, seront perdus.

A partir du mi-temps des années 1980, c'est l'association "Treuils et Tangons" qui va gérer les carnets sous l'impulsion de M. Batoux, élu et membre de l'Association. Les carnets des années 1984 à 1990 sont aujourd'hui perdus mais Bernard Rivier du "CTGREF" (aujourd'hui,

INRAE), a réalisé un travail de synthèse sur les carnets des années 1984-1985 qui fait l'objet d'un rapport toujours accessible (Rivier, 1985).

De 1987 à 1990, c'est B. Reynier du "CSP" (aujourd'hui, Office Français de la Biodiversité) qui a repris la suite de l'analyse; son rapport de synthèse est toujours accessible (Reynier, 1991).

A partir de 1991, les carnets ont été soigneusement conservés par M. Batoux et M. Delenatte, élus de l'association, mais les carnets correspondant à deux années (2013 et 2015) ont été perdus.

Notre mission a été de prendre en charge l'analyse de ces carnets puis d'intégrer à cette analyse celle des données collectées antérieurement (depuis 1984). Leur saisie a été réalisée sur un premier jet par M. Batoux et de vérifiée de 1991 à 1996 par R. Chappaz, puis de 1997 à 2008 par Rémi et François Chappaz, puis de 2009 à 2022 par B. Barascud et R. Chappaz. Les analyses statistiques ont été réalisées par A. Azzouz sous la direction de N. Pech et de R. Chappaz de l'UMR 1467 RECOVER.

1.2. Le milieu d'étude

Du fait de l'altitude et du renouvellement des eaux, le lac restera peu stratifié jusqu'en 2008 mais, il ne présente que rarement des périodes d'anoxie en zone profonde. En raison du fonctionnement hydroélectrique, le marnage hivernal important entraine une absence totale d'herbier en zone littorale. Le marnage hivernal important limite parfois les possibilités de mises à l'eau des bateaux de pêche.

Avant la mise en eau (Legier, 1935), le peuplement de la Durance (Tableau 1.2) était composé de la truite fario (*Salmo trutta*), du chabot (*Cottus gobio*), de l'anguille (*Anguilla Anguilla*) et des Cyprinidés rhéophiles, chevaine, (*Leuciscus cephalus*), blageon (*Leuciscus (Telestes) soufia*), barbeau fluviatile (*Barbus barbus*) et toxostome (*Parachondrostoma toxostoma*). Le nombre d'espèces augmente rapidement à la mise en eau (1960–1970) du fait d'introductions déclarées ou non ; sur cette période, les espèces faisant l'objet de déclarations d'introductions sont le gardon (*Rutilus rutilus*), la brême (*Abramis brama*), la tanche (*Tinca tinca*), la carpe (*Cyprinus carpio*) et le goujon (*Gobio gobio*). En mai 1971, le brochet (*Esox lucius*), en 1977, l'ablette (*Alburnus alburnus*), après 1985, l'omble chevalier (*Salvelinus umbla*) et le corégone *sp.*, seront introduits officiellement. La perche commune (*Perca fluviatilis*) sera introduite par déversements clandestins (Rapp. 23/12/1965, *Eaux et Forêts* Gap) puis de façon officielle de 1984 à 2001. La truite fario fait l'objet d'un alevinage de soutien depuis 1962. Depuis 1996, truite, perche, brochet seront introduits tous les ans ; en raison d'une

demande de pêche sportive importante, le corégone fera l'objet d'alevinages d'alevins à « résorption de vésicules » de 1974 à 1993. Depuis quelques années, d'autres espèces font leur apparition avec des alevinages non contrôlés, notamment la blennie fluviatile, *Salaria fluviatilis* (Asso, 1801).

Tableau 1.2. Présence des espèces ichthyologiques dans la retenue de Serre-Ponçon.

Specie		Durance Leger (1935)	Fish introducing
Salmonidae			
<i>Salmo trutta fario</i> .	TRF	<i>native</i>	
<i>Salvelinus fontinalis</i>	SDF		?
<i>Onchorynchus mykiss</i>	TAC		each years
<i>Salvelinus alpinus</i>	OBL		1985
<i>Coregonus</i> sp.	COR		1985
<i>Esox lucius</i>	BRO		1971
Cyprinidae			
<i>Abramis brama</i>	BRE		?
<i>Alburnus alburnus</i>	ABL		1977
<i>Barbus barbus</i>	BAR	<i>native</i>	
<i>Cyprinus carpio</i>	CCO		1962
<i>Gobio gobio</i>	GOU		?
<i>Squalius cephalus</i>	CHE	<i>native</i>	
<i>Leuciscus (Telestes) soufia</i>	BLN	<i>native</i>	
<i>Parachondrostoma toxostoma</i>	TOX	<i>native</i>	
<i>Phoxinus phoxinus</i>	VAI	<i>native</i>	
<i>Rutilus rutilus</i>	GAR		1962
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	ROT		?
<i>Tinca tinca</i>	TAN		?
Anguillidae			
<i>Anguilla anguilla</i>	ANG	<i>native</i>	
Percidae			
<i>Perca fluviatilis</i>	PER		1962
Cottidae			
<i>Cottus gobio</i>	CHA	<i>native</i>	
Blenniidae			
<i>Salaria fluviatilis</i>	BLE		?

Depuis sa mise en eau, la législation de la pêche sur la retenue de Serre-Ponçon a évolué, notamment sur la définition des périodes de pêche. Actuellement, la pêche présente une réglementation spécifique : la pêche aux salmonidés est ouverte du 1er février au 31 décembre ; la pêche pour toutes les autres espèces est ouverte toute l'année avec une mesure de restriction du 1er juin au 15 juillet pour permettre la reproduction du brochet.

La taille légale de capture est de 0,60 m pour le brochet, 0,30 m pour le corégone, 0,20 m pour les truites et 0,23 m pour l'omble chevalier.

Le nombre de captures est limité à 6 salmonidés par jour et le nombre de brochets capturés est limité à deux individus par jour.

La pêche dans la retenue de Serre-Ponçon est portée par deux groupes de pêcheurs. Les pêcheurs de bordure dont les captures ne sont pas renseignées et les pêcheurs “aux engins” adhérents de l'Association “Treuil et Tangon” ; les deux groupes pratiquent une pêche de loisir. Les pêcheurs disposent d'une licence de captures annuelle et ils doivent tenir à jour un carnet de Pêche. La pêche aux engins se pratique depuis un bateau, des lignes de pêches équipées d'appâts souvent artificiels sont tirées par le bateau en mouvements. Leur nombre n'est limité que par le risque d'enchevêtrement des lignes mais le nombre de leurres est limité à 12. Parfois le bateau est en arrêt et c'est le pêcheur qui actionne depuis la surface le mouvement vertical de l'appât. Cette pêche dite “à la sonde” est réservée à la pêche aux corégones. Les méthodes de pêche n'ont pas changé depuis 1984. A Serre-Ponçon, les pêcheurs amateurs aux engins ne sont pas autorisés à utiliser nasses, filets, éperviers et il n'existe pas de pêche professionnelle.

La pêche aux engins n'est pourtant pas une méthode de pêche “facile” ; “expérience et savoir-faire” sont déterminants dans la réussite des captures (Arlinghaus *et al.*, 2012). Elle peut être définie comme une activité savante qui met à distance les finalités alimentaires au profit de nouvelles activités d'appropriation des espaces naturels (Roux, 2007).

1.3. Les carnets de pêche aux engins analysés

Sur le carnet de déclarations, une action de pêche est matérialisée par la date, l'horaire (début et fin), les prises réalisées, (ou non), les espèces capturées, la taille et parfois le poids des individus, la zone de pêche; pour cela, la retenue est divisée en 19 secteurs. Les journées sans captures sont mentionnées. La pêche avec remise à l'eau du poisson qui s'est développée plus récemment sur la retenue (no kill) permet de capturer un nombre supérieur de poissons; ces poissons sont néanmoins mesurés puis mentionnés “remis à l'eau” sur le carnet. Ces captures figurent donc dans les analyses.

Chaque année, on observe un nombre variable de carnets vides et de carnets non rendus. Les carnets non rendus sont rares puisque l'octroi d'un carnet pour l'année n est suspendu à la remise du carnet de pêche de l'année $n-1$.

Il arrive cependant qu'un début ou une fin d'action de pêche ne soit pas mentionnée par négligence ; de même, la taille de l'individu peut ne pas être renseignée. Dans ces cas, l'information ne sera pas utilisée.

Chizunski, Martin et Pope (2014) suggèrent que les données peuvent être fragiles du fait d'erreurs de détermination des espèces par les pêcheurs. A Serre-Ponçon, les espèces capturées par les pêcheurs aux engins sont limitées et nous pouvons écarter ce risque d'erreur. Néanmoins, la truite fario (*Salmo trutta* L. 1758) et la truite arc en ciel (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum 1792) qui a fait l'objet d'introductions par l'Association de Pêche peuvent être confondues en raison de leur "robe homogène" en milieux lacustres profonds; les captures "truites" seront regroupées pour l'analyse. Depuis 2017, des alevinages sont réalisés avec des truites arc en ciel, introduites au stade truitelle. Les truites fario sont natives de la Durance ou de l'Ubaye ou bien introduites au stade résorption de la vésicule vitelline.

On n'observe pas de difficultés pour déterminer l'omble chevalier (*Salvelinus umbla*, L. 1758) du corégone (*Coregonus* spp), du chevaine (*Squalius cephalus*, L. 1758), de la perche (*Perca fluviatilis*, L. 1758) ou du brochet (*Esox Lucius* L. 1758). Les alevinages réalisés souvent par les membres de l'association " Treuils et Tangons" peuvent aussi avoir un effet sur la représentation des espèces, dans l'imaginaire de chacun.

Notre analyse repose sur la confiance dans l'honnêteté des pêcheurs à mentionner avec rigueur, leurs captures.

1.4. Traitement des données

La base de données (76,031 individus) a été remplie à la main et c'est une source d'erreur.

La méthodologie adoptée a débuté par une étape de nettoyage des « data editing ». Les erreurs dans les dates ont été corrigées en comparant l'année extraite des dates avec l'année du carnet de pêche correspondant. Pour la variable « espèce », il a fallu dans un premier temps mettre en majuscules toutes les modalités de cette variable. Les incohérences dans les espèces capturées ont été détectées en les comparant à une liste d'espèces présentes dans la retenue. Les erreurs dans les secteurs de pêche, telles que des valeurs supérieures à 19 ou des nombres décimaux, ont été corrigées en remplaçant les valeurs erronées par des valeurs manquantes (NA) ou en se basant sur les carnets de pêche correspondants.

Une attention particulière a été accordée à l'identification des valeurs aberrantes. Des graphiques ont été créés pour mettre en évidence les observations atypiques dans les variables

de taille (Longueur totale) et poids (Pds) des poissons capturés, permettant de repérer les individus dont la taille ne correspondait pas au poids ou des différences d'unités de mesure.

Après toutes les corrections, les données nettoyées ont été concaténées dans un seul data frame. Le nombre total de lignes d'erreurs corrigées pour les variables « Date », « ESP » et « Sect » s'élève à près de 200 sur les 76 000 lignes. Pour corriger les erreurs de mesure, nous avons extrait les 577 données erronées dans un fichier Excel. Ce fichier a ensuite été corrigé à l'aide des carnets de pêche correspondant. Les valeurs corrigées ont ensuite été réinjectées dans notre base des données en utilisant « l'id » qui a été créé précédemment.

Cette méthodologie rigoureuse de nettoyage des données, de validation et de détection des valeurs aberrantes a permis d'obtenir des données fiables et de réaliser une analyse précise des prises des pêcheurs aux engins.

Après nettoyage la base de données comporte 76 031 lignes qui représentent ainsi, 32837 truites, 20527 perches, 4167 brochets, 1144 corégones, 192 ombles, 189 « autres espèces » (chevaine, salvelinus,...) et 12 variables (année, nom du pêcheur, n° de licence, date, début et fin de pêche, profondeur, secteurs de pêche (1 à 19), espèce, taille, poids).

1.5. Résultats

1.5.1. Evolution du nombre de pêcheurs, nombre de sorties et durées de pêche

Les données recueillies révèlent une diminution significative du nombre de licences de pêches depuis 1990. Le nombre de carnets est passé d'un maximum de 174 licences en 1990 à 54 en 2022 (fig.1.1.). La COVID semble avoir eu un effet sur le nombre de pêcheurs.

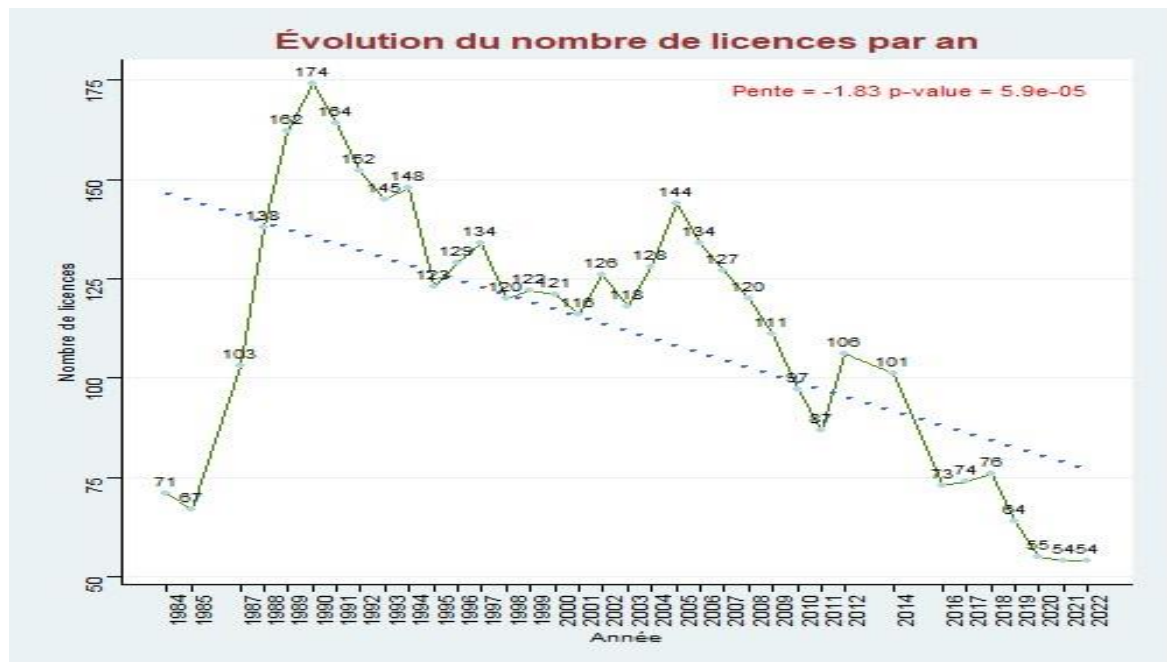


Figure 1.1. Evolution du nombre de licences par an.

L'analyse des durées moyennes de pêche annuelle montre, après une période d'augmentation régulière jusqu'en 1996, d'importantes fluctuations interannuelles (fig. 1.2.). D'un minimum de 627 sorties en 1984, on passe par un maximum de 4680 sorties en 2003 et l'on observe 2546 sorties en 2022; cependant, la régression n'est pas statistiquement significative (fig. 1.3.). En revanche l'effort de pêche par licence, calculé en divisant le temps total annuel de pêches par le nombre de licences délivrées au cours de cette même année montre une diminution significative au fil des années jusqu'en 2016, par la suite, la tendance s'inverse à partir de 2017. Chaque pêcheur investi moins de temps individuellement dans la pratique de la pêche.

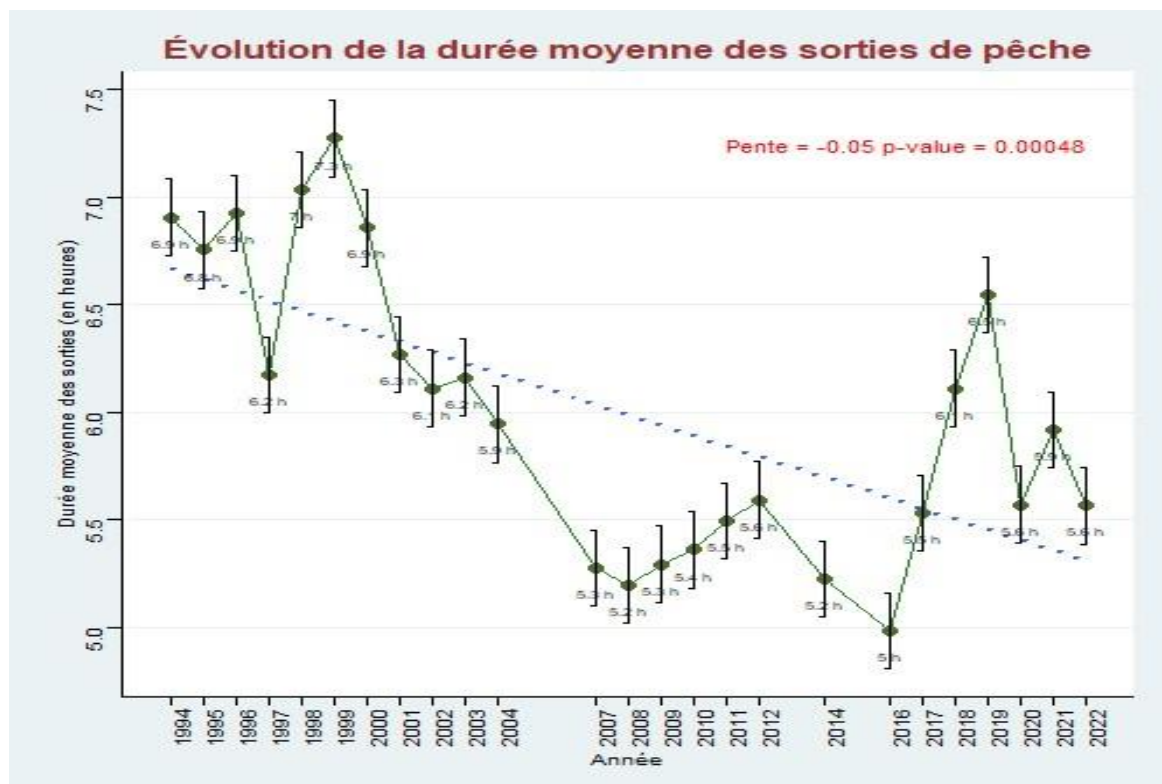


Figure 1.2. Evolution de la durée moyenne des sorties par an.

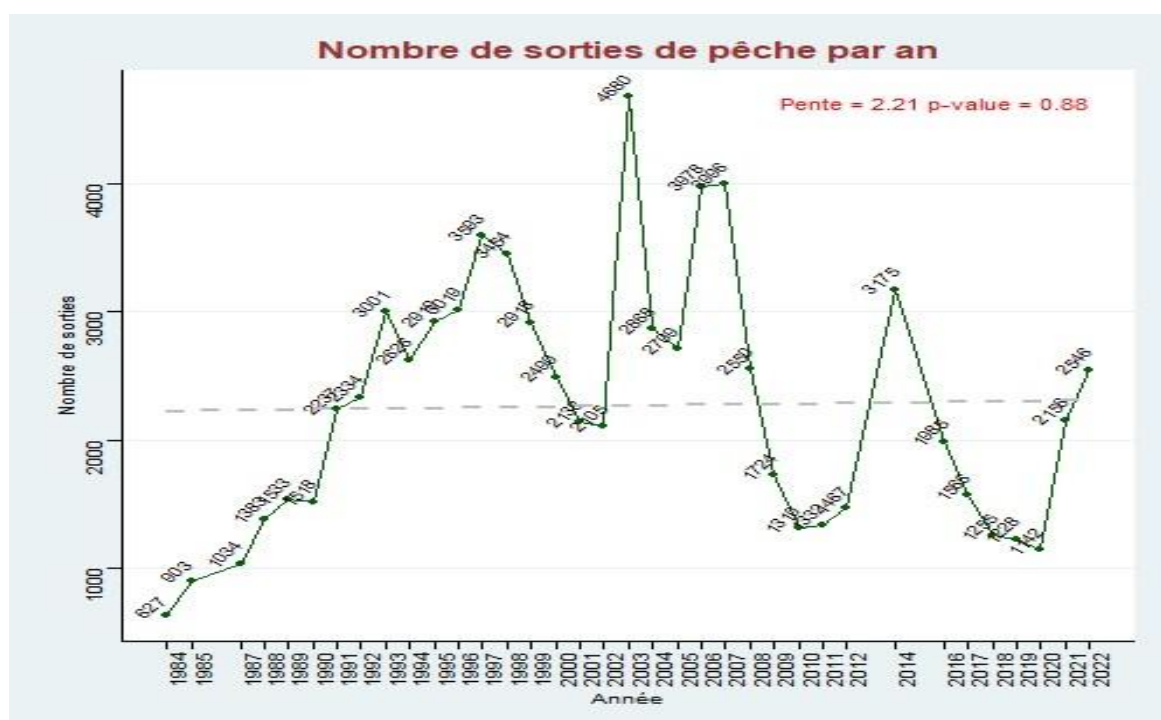


Figure 1.3. Evolution du nombre de sorties de pêche

1.5.2. Espèces capturées à Serre-Ponçon

Sur l'ensemble des données recueillies entre 1984 et 2022, la truite est l'espèce la plus recherchée par les pêcheurs aux engins avec 55,6 % des captures totales (32837 individus) suivis de la perche (34,7 % ; 20527 individus), puis du brochet (7,06% des captures ; 4167 individus) et du corégone (1144 individus ; 1,94%).

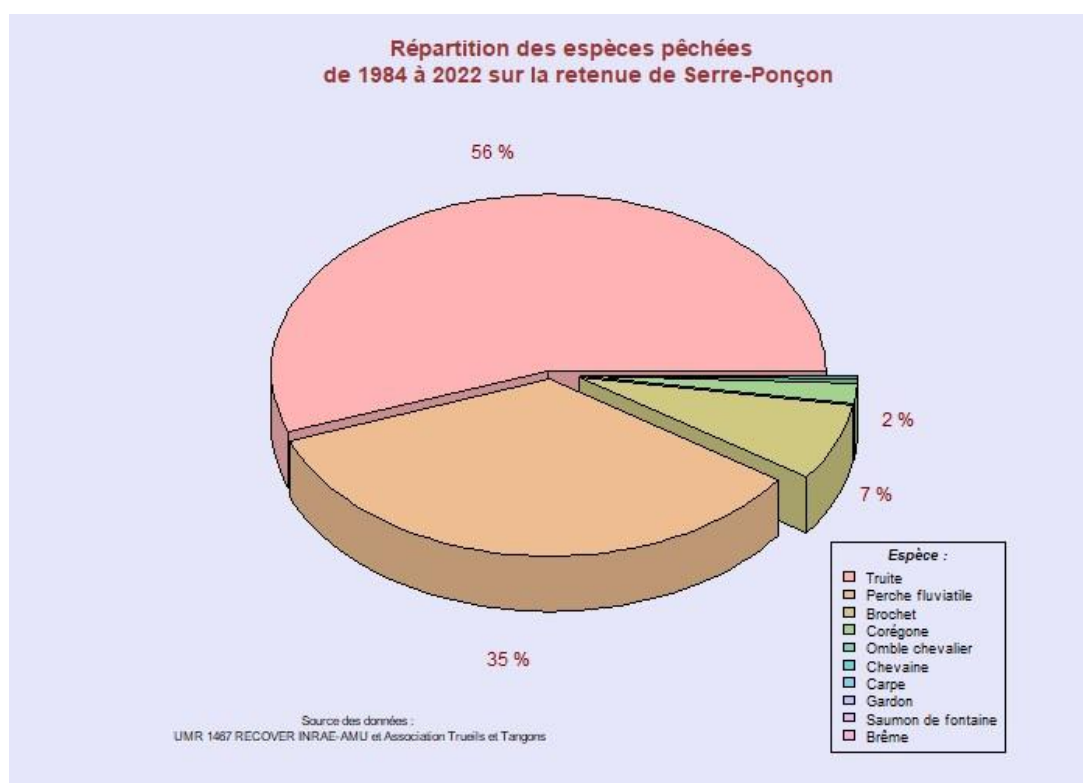


Figure 1.4. Répartition des espèces capturées par les pêcheurs aux engins

1.5.3. Histogrammes des captures

L'histogramme de taille des captures de truites par les pêcheurs est homogène. La majorité des truites capturées ont une longueur comprise entre 0,30 et 0,45 m avec quelques individus de taille comprise entre 0,65 et 0,87 m. Sur l'ensemble des carnets, le plus grand individu est une truite de 0,87 m capturée en 1987 (licence n°14).

Pour le brochet, l'histogramme de taille montre la capture d'individus qui n'ont pas atteint la taille légale de capture (autrefois 0,45 m aujourd'hui 0,60 m), remis à l'eau, et de grands individus, le plus grand étant un individu de 1,40 m capturé en 1991 (licence n° 128).

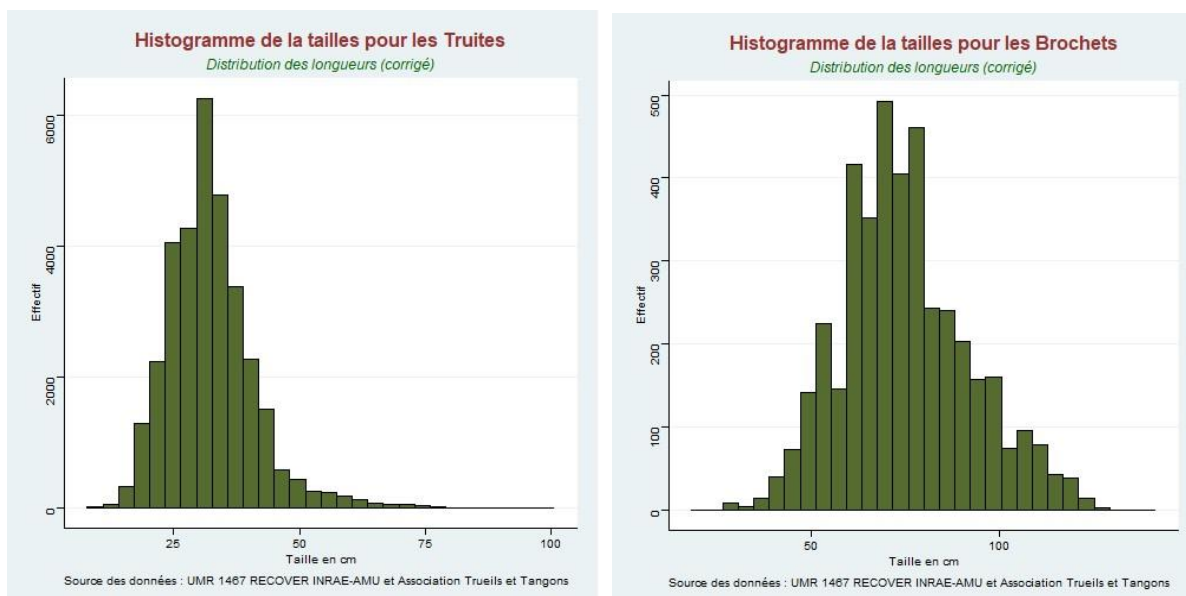


Figure 1.5. Histogramme de tailles des truites et brochets capturés par les pêcheurs aux engins

L'histogramme de captures des perches montre une forte représentation des individus entre 0,20 et 0,40 m, mais quelques individus atteignent des tailles supérieures à 0,50 m. La plus grande perche a été capturée en 1997 ; elle mesurait 0,60 m (licence n° 114).

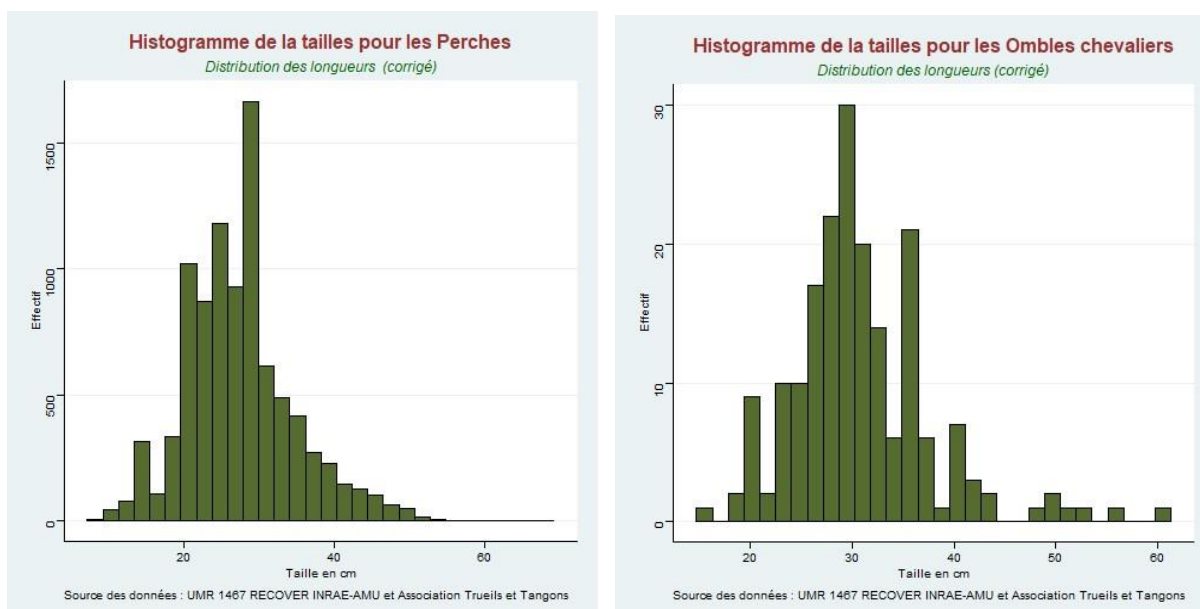


Figure 1.6. Histogrammes des tailles des perches et ombles capturés

Pour l'omble chevalier, l'histogramme est plus étalé, avec des valeurs qui varient de 0,15 m à plus de 0,60 m. Le plus grand individu mentionné sur les carnets a été capturé en 1994 et mesurait 0,60 m (licence n° 72). Jusqu'en 2015, la Fédération introduisait 100 000 ombles au

stade résorption de vésicule vitelline à partir de la souche sauvage du Léman et 1000 à 2000 individus matures par an.

L'histogramme des tailles de corégones (fig. 1.7.) montre que la plupart des individus ont une taille comprise entre 0,30 et 0,45 m (2 classes de taille ?) ; le plus grand individu mentionné dans les carnets mesurait 0,60 m (licence n° 135, 1997). Les alevinages en corégone sont réalisés à partir d'individus au stade résorption de vésicule à partir de la souche du Léman (180 à 500,000 ind/an), mais il a été observé des comportements de fraie dans les zones de bordure et en surface.

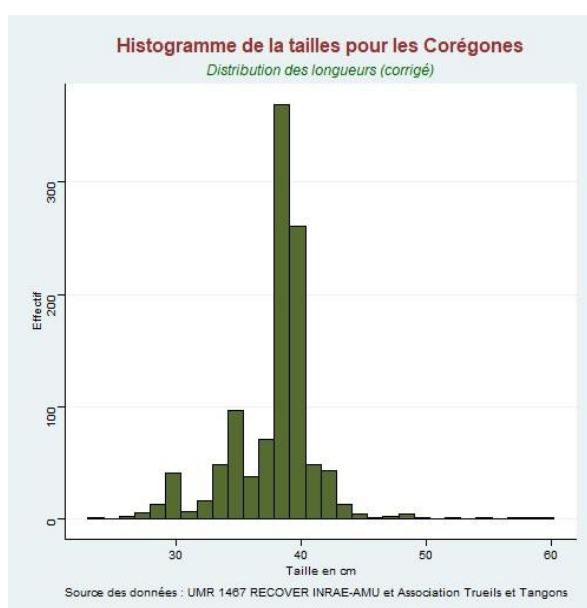


Figure 1.7. Histogramme des corégones capturés par les pêcheurs

1.5.4. Evolution de la taille moyenne des captures

La première partie de notre analyse porte sur l'évolution de la taille moyenne par année (Fig.1.8.) à laquelle on applique une régression linéaire.

Les graphiques montrent d'importantes fluctuations interannuelles de la taille moyenne pour toutes les espèces. On observe chez les brochets, les chevaines et les truites une augmentation significative de la taille des poissons capturés (seuil $\alpha=5\%$). Par exemple, la taille moyenne des brochets passe de 0,69 m en 1984 à 0,78 m en 2022. Au contraire pour les corégones et les perches, on observe une diminution significative de la taille pendant les années étudiées. La taille moyenne des perches capturées passe de 0,28 m en 1987 à 0,25 m en 2022.

L'omble chevalier semble présenter une diminution de taille, diminution pourtant non significative (p-valeur = 0,6).

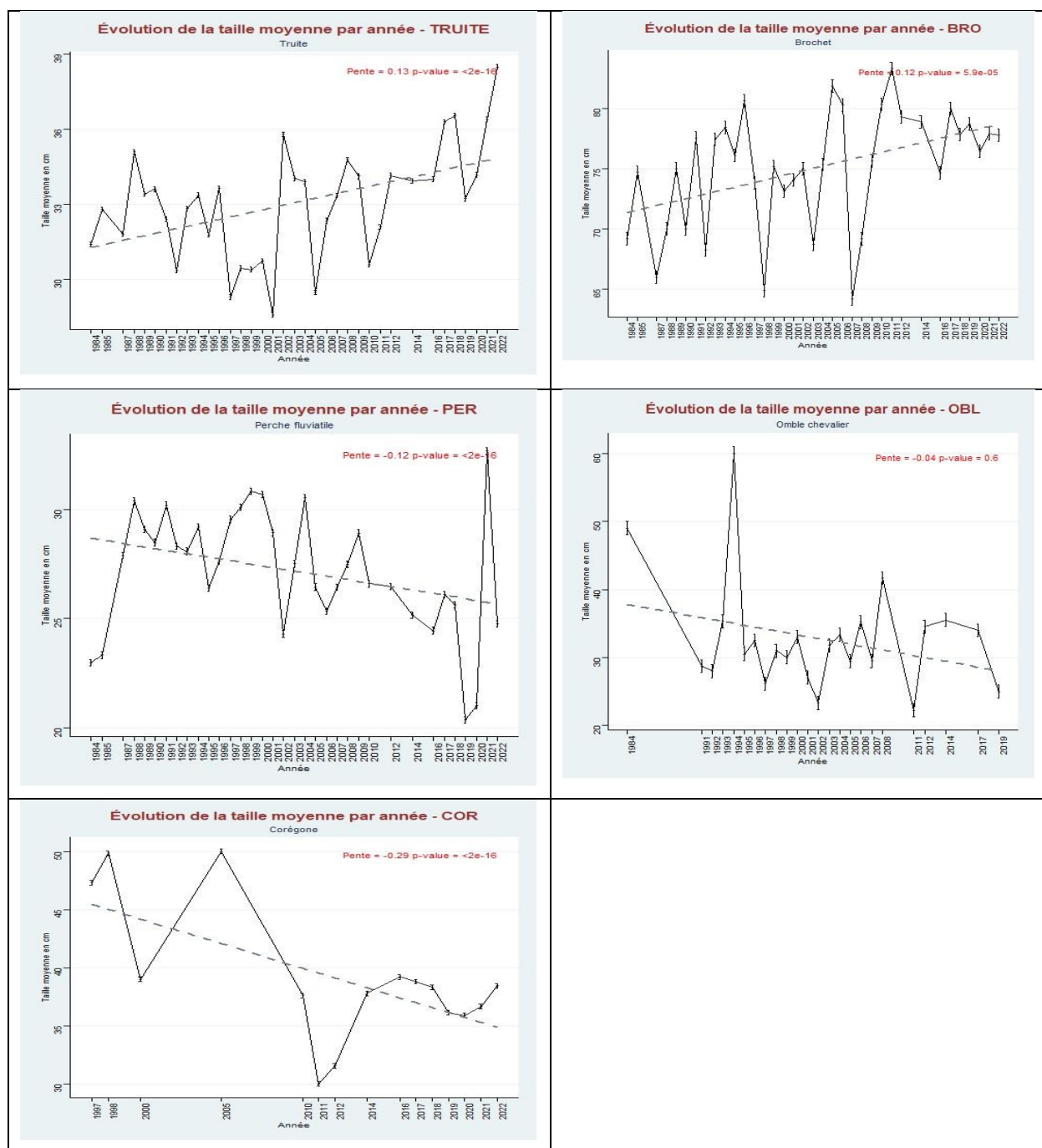


Figure 1.8. Evolution de la taille moyenne des captures par espèce et par année

1.5.5. Evolution des captures

De 1984 à 2022, on note une diminution significative des captures annuelles pour les truites et chevaines mais une augmentation significative des captures pour les corégones et perches.

Pour le brochet et l'omble chevalier, la diminution n'est pas significative lorsque l'on teste la régression (p-value = 0,2 pour le brochet, p-value = 0,86 pour l'omble).

Pour la truite, principale espèce capturée, c'est dans les années 1988 à 1990 que l'on observe les plus fortes captures.

De la même façon, nous observons des pics de captures pour le brochet en 1990, 1994 puis 2008 et 2009. Pour la perche, les années de fortes captures correspondent à 2003, 2007, 2014 et 2022.

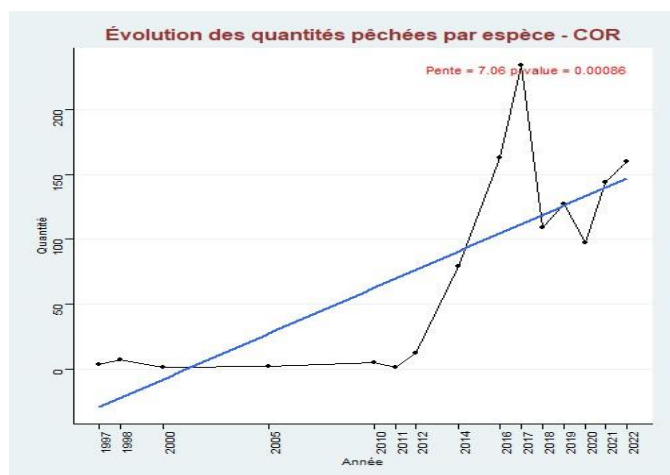
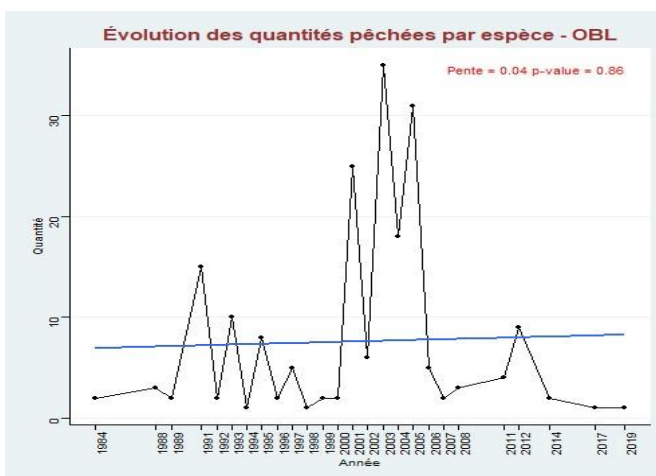
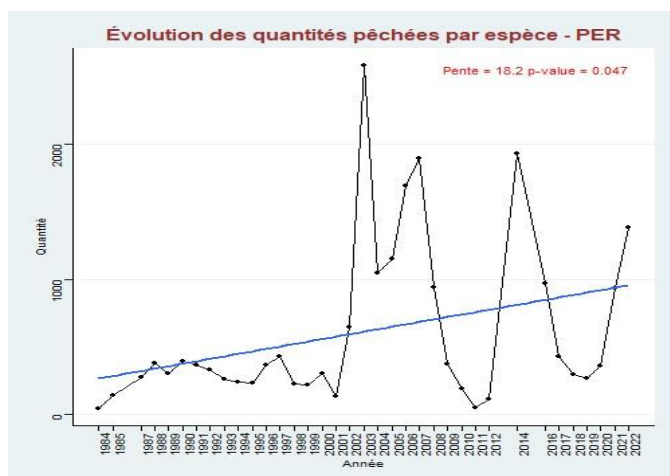
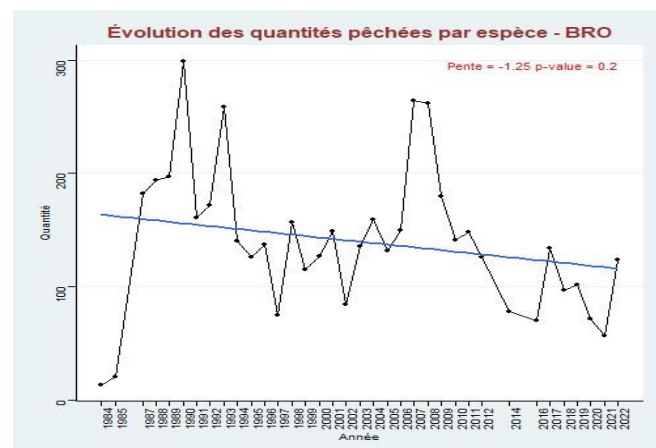
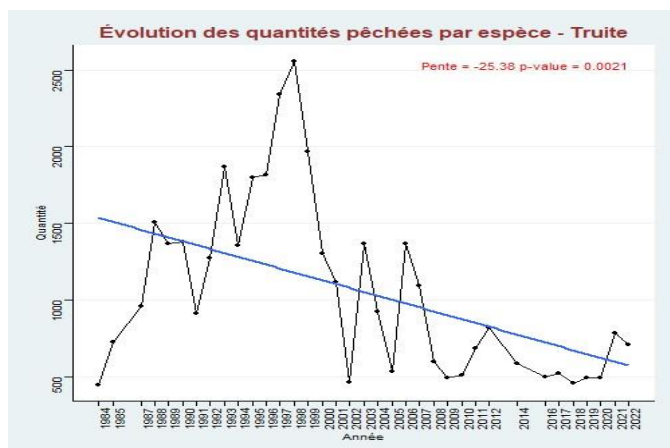


Figure 1.9. Evolution des quantités pêchées par espèce et par année.

1.5.6. Evolution des captures par unité d'effort (CPUE)

L'analyse des captures par unités d'effort qui prend en compte à la fois les captures et l'effort de pêche est essentielle pour évaluer l'abondance des poissons. L'analyse pour chacune des espèces montre des résultats intéressants (fig. 1.10).

Pour la truite, les années où les captures par unité d'effort de pêche sont fortes correspondent à 1997, 2001 et à la période 2011-2012. Pour la truite les années de fortes CPUE ne coïncident pas avec les années de fortes quantités capturées. Il en est de même pour le brochet : les fortes CPUE sont observées en 2007 et 2012 et les fortes captures en 1990, 1994, 2008 et 2009.

Pour la perche, les années de fortes CPUE sont très proches des années de captures importantes (2003, 2007, 2014 et 2022). Les années de faibles captures pour la perche (2010-2011, 2017-2020) sont aussi des années où les CPUE sont faibles (2010-2012, 2017-2020).

On note une baisse significative des CPUE de truites ($p\text{-value} = 1,2 \cdot 10^{-4}$) et de chevaines ($p\text{-value} 1,3 \cdot 10^{-5}$). On note une augmentation significative des CPUE pour la perche ($p\text{ value} = 0,032$) et le corégone ($p\text{-value} = 0,0052$). Pour les omble et brochet, les augmentations observées sur le graphique ne sont pas significatives.

1.6. Discussion

L'étude réalisée montre des résultats intéressants en s'appuyant sur les propres données des pêcheurs aux engins. Par exemple, il y a moins de truites mais elles sont plus grandes, la différence de taille moyenne (statistiquement significative) n'est que de 4 cm ! En revanche, les variations interannuelles dans les moyennes de captures sont importantes depuis 1984.

Entre 1984 et 2022, les captures des pêcheurs aux engins ont évolué, mais les pêcheurs aussi : ils sont moins nombreux, leurs sorties annuelles sont plus nombreuses et l'épisode de la COVID encore récent a conduit à une réduction de la durée des sorties.

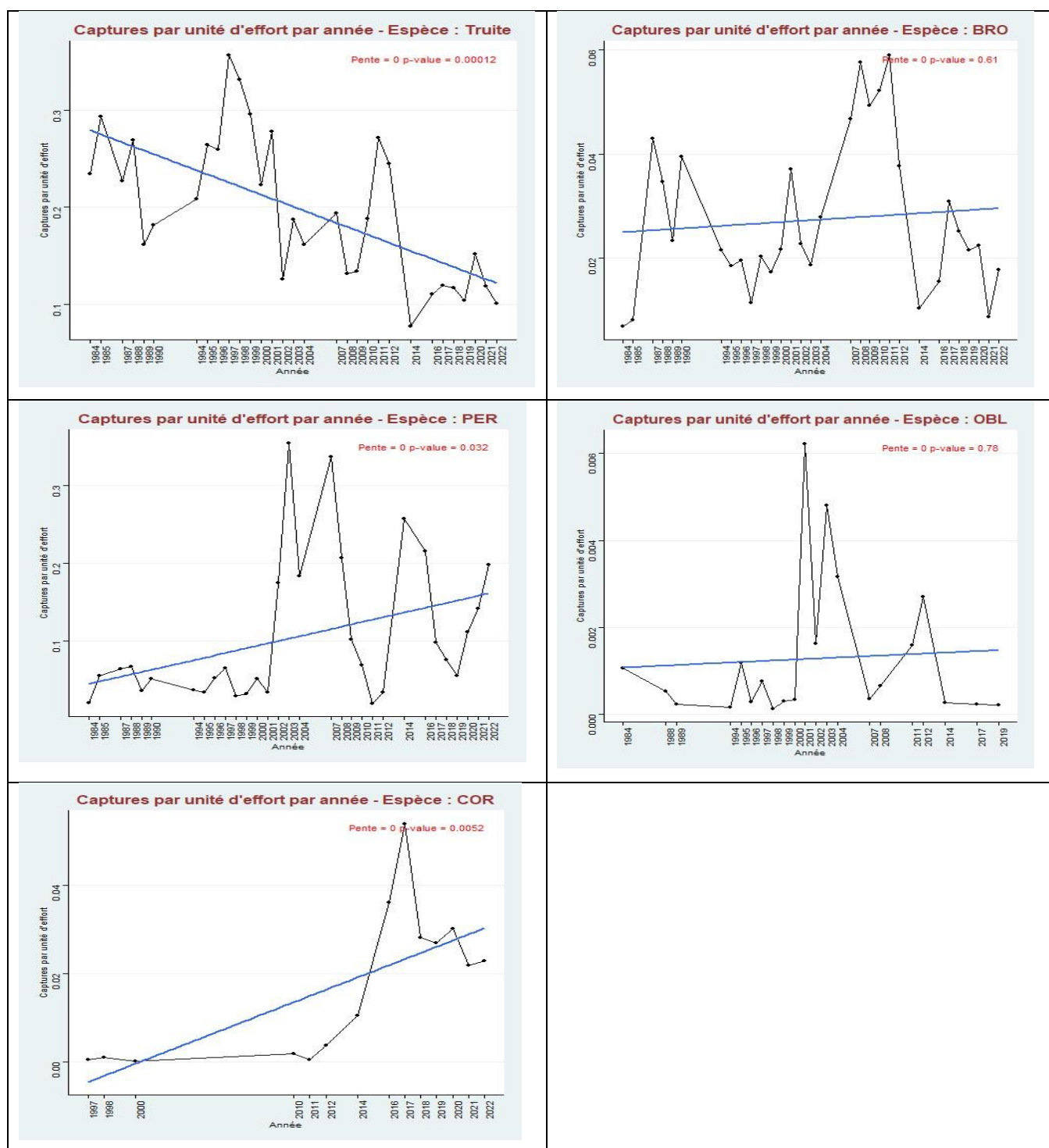


Figure 1.10. Evolution des captures par unité d'effort de pêche, par espèce et par année.

Depuis la mise en eau il y a 65 ans, les captures montrent aussi une évolution des peuplements. Sur les espèces les plus recherchées, truites, perche, brochet, corégone, omble, on observe les résultats suivant:

- Les truites sont toujours très recherchées par les pêcheurs, mais l'effort à fournir pour leur capture est plus grand. En revanche la taille moyenne des truites capturées est plus forte.
- Les perches sont très abondantes dans les captures mais la taille moyenne est plus faible. C'est une observation déjà réalisée par les pêcheurs qui, devant le regain de captures de petites perches, ont demandé à ne plus être obligé de mentionner toutes les captures dans les carnets.
- Les brochets sont plus grands mais les évolutions de densités observées ne sont pas significatives. Des efforts importants ont pourtant été réalisés par la Fédération de pêche pour favoriser une reproduction locale et une étude avec des radeaux flottants pour sites de ponte permettant de pallier aux variations du niveau des eaux a été développé (Programme UROS et thèse Salmon, 2022). Il sera important de suivre l'évolution des efforts consentis dans les années à venir.
- La taille moyenne des corégones diminue, mais les CPUE sont plus importantes. Ainsi, soit les pêcheurs sont plus performants pour la capture de cette espèce, (ils savent aussi où chercher l'espèce), soit la population de corégone est plus importante qu'autrefois.
- Pour l'omble on n'observe pas de variation significative dans la taille moyenne et les CPUE.

Gardons pourtant à l'esprit que la base des données ayant été remplie manuellement, c'est un processus qui peut introduire des erreurs au moment de la saisie des informations.

Malgré les efforts déployés pour effectuer un « Data Editing » approfondi qui a pris un mois, il existe toujours une possibilité d'incohérences ou d'omissions dans les données.

Une autre difficulté repose sur le fait que des carnets sont manquants certaines années ou que certaines années présentent des données manquantes pour ce qui est de la variable temps (1991 à 1993 et 2006). De même nous n'avons pas étudié des aspects importants en biostatistique tels que la biomasse, du fait que les balances utilisées par les pêcheurs sont très différentes et ne présentent pas une marge d'erreur comparable.

Partie 2 : Les Pêches scientifiques aux filets maillants

2.1. Les différentes pêches réalisées

Depuis sa mise en eau, la retenue a fait l'objet de pêches nombreuses et régulières aux filets maillants, plus efficaces que les pêches électriques pour l'étude des peuplements en grands plans d'eau. Après une première pêche en août 1965 réalisée par des pêcheurs professionnels de Thonon (les données sont considérées perdues), les documents par la suite (pêches novembre 1965 puis pêches 1967 et 1969) seront conservés par la DDAF à Gap. Les filets, araignées et pics sont de grandes mailles, il s'agit surtout de faire alors des destructions pour des espèces envahissantes, notamment la perche (!). Ces filets représentent une surface importante de 34 476 m².

Les différentes campagnes de pêches aux filets maillants sont réalisées à partir de batterie de filets qui concernent toutes les mailles, c'est le cas à partir de 1978. Les pêches de 1965 à 1969 concernent exclusivement des filets à grandes mailles incapables de capturer des juvéniles mais aussi des espèces dont la taille adulte est faible, ablette, goujon par exemple. Les résultats seront analysés indépendamment des résultats des autres campagnes.

A partir de 1978, c'est l'université Aix-Marseille qui s'implante sur Serre-Ponçon avec un financement d'EDF après plusieurs années d'études hydrobiologiques sur le Verdon. De nombreuses campagnes d'échantillonnage seront réalisées parfois bimensuelles :

- études sur la chimie des eaux (Thèse Bagarry, 1982),
- études sur le zooplancton (Thèse Bressac 1982),
- études sur les peuplements benthiques (Thèse Nino 1982) déjà mentionnées dans le rapport hydrobiologique 2023.

Quelques filets seront posés alors en queue de retenue, en amont et aval de l'ancienne voie de chemin de fer, en rive droite ; ces captures seront suivies de pêches électriques sur la digue du plan d'eau d'Embrun et en amont du pont d'Embrun (lame de l'Estan) en septembre 1978.

Le début des années 1980 est marqué par des pêches aux filets maillants sur de nombreuses retenues françaises réalisées par le CTGREF. Avec l'appui de plusieurs équipes (J. Allardi à Paris et B. Rivier à Aix), Serre-Ponçon fera l'objet de trois campagnes estivales pendant lesquelles de nombreux filets seront posés (1978-1979-1983). La campagne 1983 ne concernera que la branche Durance. Ces campagnes représentent 160 filets posés et 12 708 poissons capturés.

Tableau 2.1. Campagnes historiques d'échantillonnage aux filets maillants sur la retenue de Serre-Ponçon. Les pêches aux filets 1965-1969 ont été réalisées par les pêcheurs professionnels de Thonon sous contrôle de l'INRA. Certains documents administratifs peuvent laisser penser qu'il y a eu des pêches aux filets en 1966 et 1968 mais nous n'en avons pas trouvé trace.

Dates	Réalisations	Type de filets	Mailles	Localisation
août-65	INRAE Thonon les Bains	Données perdues		
3-4 novembre 1965		Monomaille Fond et surface	33, 50, 51, 52 mm	
13-14 avril 1967		Monomaille Fond et surface	33 & 40 mm	
13- 14 septembre 1967				
28-29 mai 1969		Monomaille Fond et surface	20 & 52mm	Eygoires, baie St Michel eaux douces
1-3 juillet 1969		Monomaille Fond et surface	28-30-32, 50mm	
20/09/1978	Aix Marseille Université	Monomaille Fond et surface	10, 27 & 50mm	Durance Amont Pont de Savines le lac
1980	CTGREF Aix et Paris	Monomaille Fond et surface	10 à 70mm	Toute la surface de la retenue
1983				Branche Durance uniquement
1995-1996	Aix Marseille Université	Monomaille Fond et surface	10 à 60mm	Toute la surface de la retenue
sept-07				
sept-11	OFB suivis plans d'eau	Multimaille Protocole NF 14757	5 à 55 mm	Toute la surface de la retenue
sept-17				
sept-23				

En 1995 et 1996, 4 campagnes saisonnières de la troisième étude hydrobiologique seront réalisées avec des filets maillants sur l'ensemble de la retenue entre février et septembre (72 filets posés pour une surface de près de 15 000 m² avec la capture de 4608 poissons).

En 2007, pour la 4^{ème} étude hydrobiologique, une campagne de pêche aura lieu en septembre avec 81 filets posés totalisant 10 000 m² de surface ayant permis la capture de 1830 individus.

A partir de 2011, le protocole appliqué permettra d'harmoniser les surfaces et la répartition des filets dans la masse d'eau (NF EN 14757) et les captures seront plus faibles (1337 individus en 2011 ; 1420 en 2017 et 2162 en 2023). En raison des faibles chutes de neige dans l'hiver 2022, la retenue restera à un niveau estival très bas : la pêche de suivis DCE sera déplacée de 2022 à septembre 2023. Les rapports OFB 2011, 2017 et 2023 sont accessibles et bien rédigés, nous ne reviendront pas sur les méthodes utilisées. Ce protocole permet le calcul de l'indice ichtyofaune pour les retenues (IIR) qui est utilisé pour rendre compte de l'état écologique dans

le cadre de l'évaluation de la DCE (Miguet *et al.*, , 2018a et b). Il est constitué de trois métriques : la biomasse totale par unité d'effort de pêche (BPUE_tot), la biomasse d'espèces planctivores par unité d'effort de pêche (BPUE_planc) et la biomasses d'espèces non natives hors salmonidés par unité d'effort de pêche (BPUE_NN). Ces trois métriques augmentent avec l'eutrophisation.

2.2. Méthodologie de comparaison historique des peuplements.

Les inventaires ont été réalisés par des équipes différentes mais par des spécialistes. Depuis 1978 la localisation des filets est connue, de la même façon que leur positionnement dans la masse d'eau (i.e. surface, fond ou zone pélagique). Ils seront classés en deux catégories de position, zone euphotique et zone aphotique puisque, jusqu'aux années 2010, le lac n'est pas stratifié en période estivale.

Ainsi les résultats des filets issus de pêche de février 1996 ne seront pas pris en compte, l'analyse portera sur des résultats obtenus en période estivale ou automnale pour limiter des biais de captures liés à la température et l'activité des poissons.

Chaque filet est posé en fin de journée et relevé au levée du jour ; nous disposons ainsi de plusieurs informations pour chaque filet, localisation dans l'espace géographique et dans le volume de la retenue, la longueur, la hauteur et de ce fait la surface du filet, la durée de pose, mais aussi le nombre de poissons capturés par espèce. Nos comparaisons entre données historiques porteront sur les principales espèces capturées, espèces indigènes truite, toxostome, chevesne et espèces introduites perche, gardon, ablette, corégone, brochet. Certaines espèces seront qualifiées de rares au niveau des captures scientifiques, brochet, corégones, d'autres encore, présentes sur la retenue ne seront jamais capturées aux filets maillants (blennies notamment, carpe, tanche,...). En septembre 2023, un sandre a été capturé dans un filet de 43mm de maille, l'individu mesurait 435mm (LT), s'agit-il de nouvelles introductions ?

Les espèces rares dans les captures sont souvent des carnassiers moins nombreux dans la chaîne alimentaire.

A partir de 1995, l'utilisation de filets nylon plus performants que les filets coton est un facteur pouvant influencer la capture, de la même façon que l'utilisation de filets multimailles à partir de 2011 peut en modifier l'efficacité. Nous n'avons pas connaissance d'études permettant des comparaisons d'efficacités. Nous pensons cependant que cela sous-estime fortement les captures des filets multi-maille du fait de la possibilité de l'évitement qui est bien supérieure que dans les filets monomaille.

Nous avons choisi de structurer les filets multimailles en autant de filets monomailles pour effectuer des comparaisons par classe de tailles à l'identique de la démarche réalisée en 2007 :

Catégories A : filets mailles 10 à 20mm

Catégories B : filets mailles 22 à 30mm

Catégorie C : filets mailles 32 à 40mm

Catégorie D : filets mailles 42 à 55 mm

Les captures avec des filets de mailles 60 et 70 mm sont très rares et nous n'avons pas développé de catégorie particulière.

Depuis 1978, aucun filet avec des mailles de 21 mm, 31 mm et 41 mm n'a été utilisé. Nous avons rajouté la maille 55 mm en catégorie D, puisqu'elle est utilisée dans les pêches DCE.

Connaissant pour chaque filet la longueur et la hauteur, nous pouvons calculer sa surface (en m²), connaissant son temps de pose (exprimé en heure et centième d'heure) nous pouvons calculer une unité d'effort de pêche (UEP) exprimée en heure x surface. Le rapport entre le nombre de poissons capturés et l'UEP indique la capture par unité d'effort de pêche (CPUE) qui peut être calculée sur le nombre total de poissons par filets ; la CPUE peut aussi être calculée pour chacune des espèces capturées.

La plupart des campagnes ayant fait l'objet de mesures de transparence au disque de Secchi (à l'exception de la campagne 1978 CTGREF et 1983 CTGREF), nous pouvons calculer l'épaisseur de la couche euphotique. En septembre 1978, pour caractériser les filets CTGREF nous avons utilisé les données issues de la thèse à C. Bagarry. Pour la campagne 1983, les filets posés au-delà de 12 m ont été considérés comme étant en zone aphotique.

Le traitement des données a été réalisé de la façon suivante :

- La saisie de l'intégralité des données disponibles de 1965 à 2023.
- L'application de la méthode d'apurement des bases de données (erreurs de saisis, création de nouveaux codes d'identification des filets de pêche), très chronophage.
- La recherche des données dans les archives historiques afin de saisir éventuellement des valeurs manquantes ou erronées).
- La fusion de l'ensemble de ces bases afin d'avoir un tableau de données générales (création de la variable « campagne de pêche » pour l'ensemble des 7 campagnes.
- La réaliser des tris à plat et croisés afin de détecter les éventuelles liaisons qui peuvent exister entre les variables.
- La réalisation de plusieurs graphiques représentant la distribution des CPUE selon les campagnes/milieus/localisation.

Les analyses statistiques ont été réalisées par Firielle Dala, Nicolas Pech et R. Chappaz de mars à août 2024.

2.3. Evolution historique toutes espèces confondues

Notre analyse portera sur les données anciennes en intégrant les dernières données de pêche de l'OFB (2023). L'analyse des résultats sera effectuée en partant des pêches les plus anciennes vers les pêches les plus récentes.

2.3.1. Evolution des captures et des fréquences relatives

Le tableau suivant mentionne les effectifs des espèces capturées par campagnes de pêches. En 1965, 67 et 69 aucune ablette et aucun goujon ne seront capturés du fait des mailles utilisées. En revanche l'absence de gardon et corégone indique que ces espèces sont peu présentes sur la retenue. La truite est souvent capturée ainsi que le toxostome, c'est-à-dire des espèces natives et une espèce introduite, la perche. Les données de pêches indiquent sans distinction un groupe « suife et chevaine » il semble que les auteurs n'aient pas su (ou voulu) faire la distinction entre trois espèces présentes avant la mise en eau, le blageon, le chevaine et le toxostome. Au vu des quantités capturées nous pensons qu'il s'agit en forte proportion de toxostome, seule espèce adulte à pouvoir s'adapter à la vie en retenue. Mais le toxostome (suife ou suiffe) était aussi confondu avec le blageon (sofie ou soffie en provençal) ...

En 1978-1983, le gardon domine, l'espèce représente la moitié des captures totales, suivie de la perche, de l'ablette et à un degré moindre, du toxostome.

En 1995-96, le gardon et l'ablette dominent, les deux espèces représentent 86% des captures.

Tableau 2.2. Effectifs capturés pour les principales espèces lors des différentes campagnes de pêches aux filets maillants.

Périodes de pose de filets	ABL	BRO	COR	GAR	GOU	PER	CHE	TOX	TRF	Autre	Σ
1965-67-69	0	0	0	0	0	1828	0	1891	266	0	3985
1978-1983	2076	26	0	5858	487	2150	430	1210	117	83	12437
1995-1996	1581	10	0	2383	142	129	11	67	15	270	4608
2007	485	5	2	165	35	94	23	89	3	25	926
2011	136	0	0	258	299	518	9	53	11	47	1331
2017	173	0	17	193	250	710	16	82	4	28	1473
2023	226	1	49	445	168	1153	15	77	14	66	2214

En 2007, l'ablette domine le peuplement, elle représente la moitié des captures, suivies des gardons, des perches et des toxostomes. Des prélèvements de nageoire sur les toxostomes seront réalisés dans la perspective d'une étude de génétique des populations sur l'ensemble du bassin de la Durance (Cuvier *et al.*, 2018). Le toxostome de Serre-Ponçon est une population relique de la Durance avec absence d'hybride que l'on trouve souvent abondants plus en aval dans la Durance. Il y a une nécessité de sauvegarde de la population de toxostome de la retenue.

A partir de 2011, les espèces dominantes seront la perche, le gardon, le goujon et l'ablette ; les captures de toxostomes seront à l'équilibre.

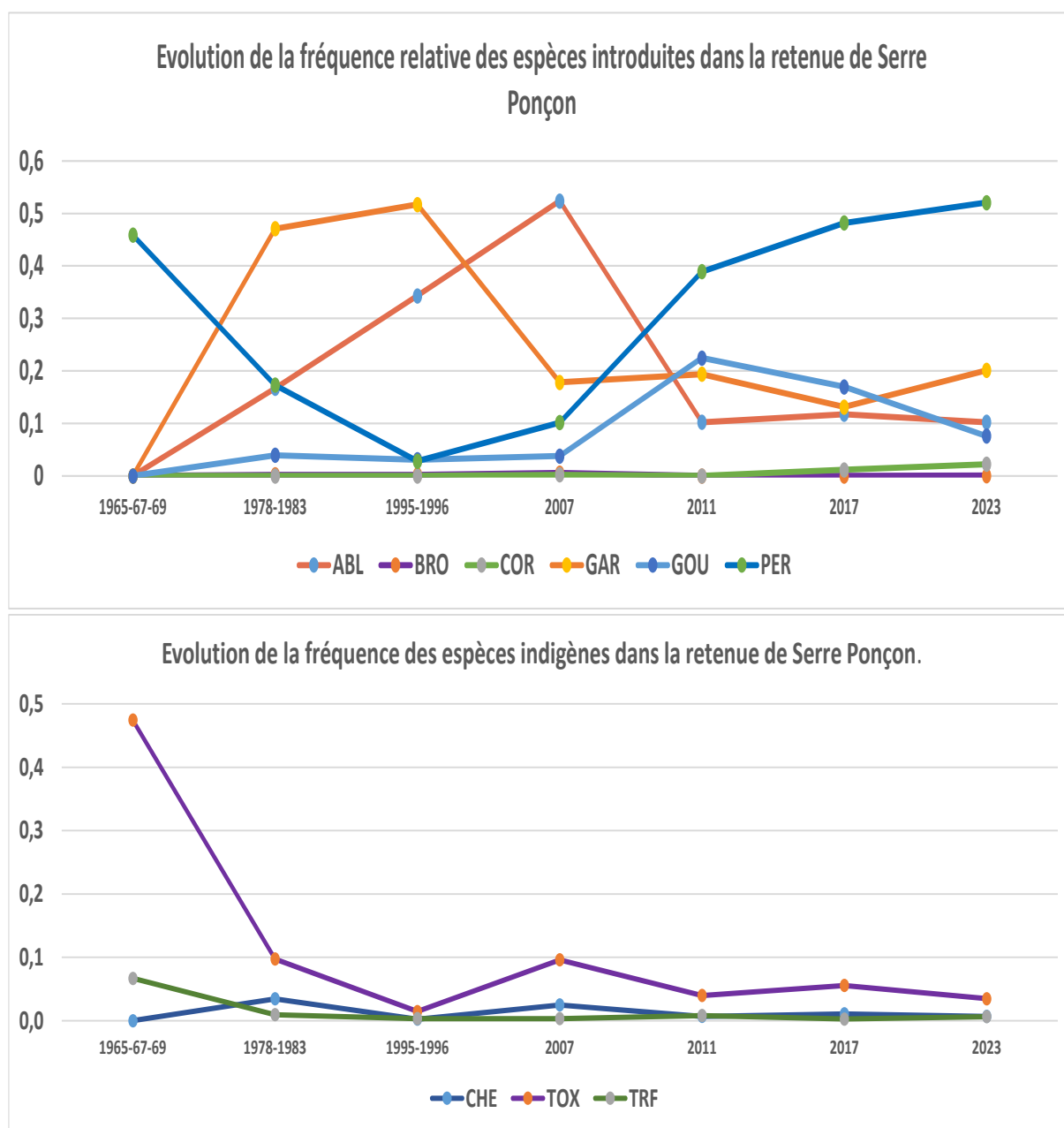


Figure 2.1. Evolution de la fréquence relative des espèces pour les différentes campagnes de pêches aux filets maillants.

Il apparaît très nettement que les espèces introduites représentent la principale partie du peuplement : le gardon stabilise sa présence dans la retenue depuis 2007 après avoir eu un fort développement en 1978 et 1995. La perche est l'espèce très largement dominante de la retenue ; son développement est « à l'opposé » de celui du gardon, traduisant peut-être une compétition trophique entre les deux espèces.

2.3.2. Evolution des C.P.U.E en fonction des campagnes de pêches :

Les captures par effort de pêche évoluent peu entre les campagnes 78-83 (0,022) et la campagne de 1995-96 (0,023). En revanche on observe une baisse en 2007 (0,0067).

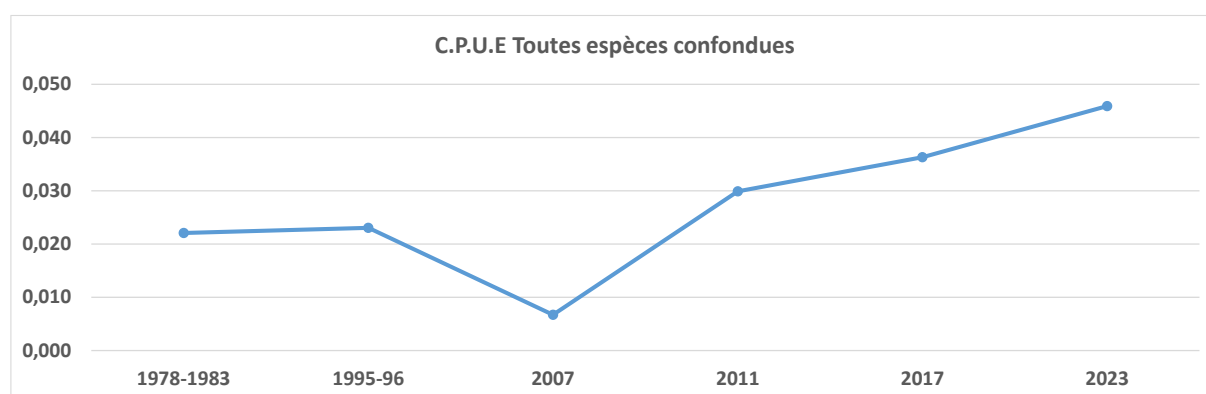


Figure 2.2. Evolution historique des CPUE, toutes espèces confondues

En 2011, les 110 filets de pêche posés ont permis la capture de 1331 poissons toutes espèces confondues. La CPUE est d'environ 0,0097 poissons/m²h. En 2017, 1473 poissons seront capturés, la CPUE était de 0,0168 poissons/m²h. En 2023, l'effort de pêche a permis la capture de 2214 poissons, soit une CPUE de 0,0243 poissons/m²h.

L'effort de pêche en 2011 est bien plus élevée qu'en 2017 et 2023, ce qui s'explique notamment par un nombre de filet posé plus important, benthiques et pélagiques. En 2017 et 2023, les pêches, sont plus conformes à la norme actuelle : le même nombre de filet de pêche a été posé soit 88 filets. La CPUE augmente entre 2011 et 2023, passant de 0,0097 poissons/m²h à 0,0168 poissons/m²h entre 2011 et 2017, puis à 0,0243 poissons/m²h en 2023.

Il y a une réduction de l'effort de pêche entre 2011 et 2023, accompagnée d'une augmentation du nombre de captures et de la CPUE.

Ces indicateurs suggèrent une amélioration de l'efficacité de la pêche, qui pourrait être due à une augmentation des populations de poissons.

2.3.3. Calcul des CPUE par classe de mailles de filets

Le calcul des CPUE par classe de maille montre que les filets à petites mailles, A puis B, capturent plus de poissons que les grandes mailles C et D. Il ne s'agit pas d'une grande découverte, cette conclusion est connue depuis longtemps et confirmée par l'analyse statistique.

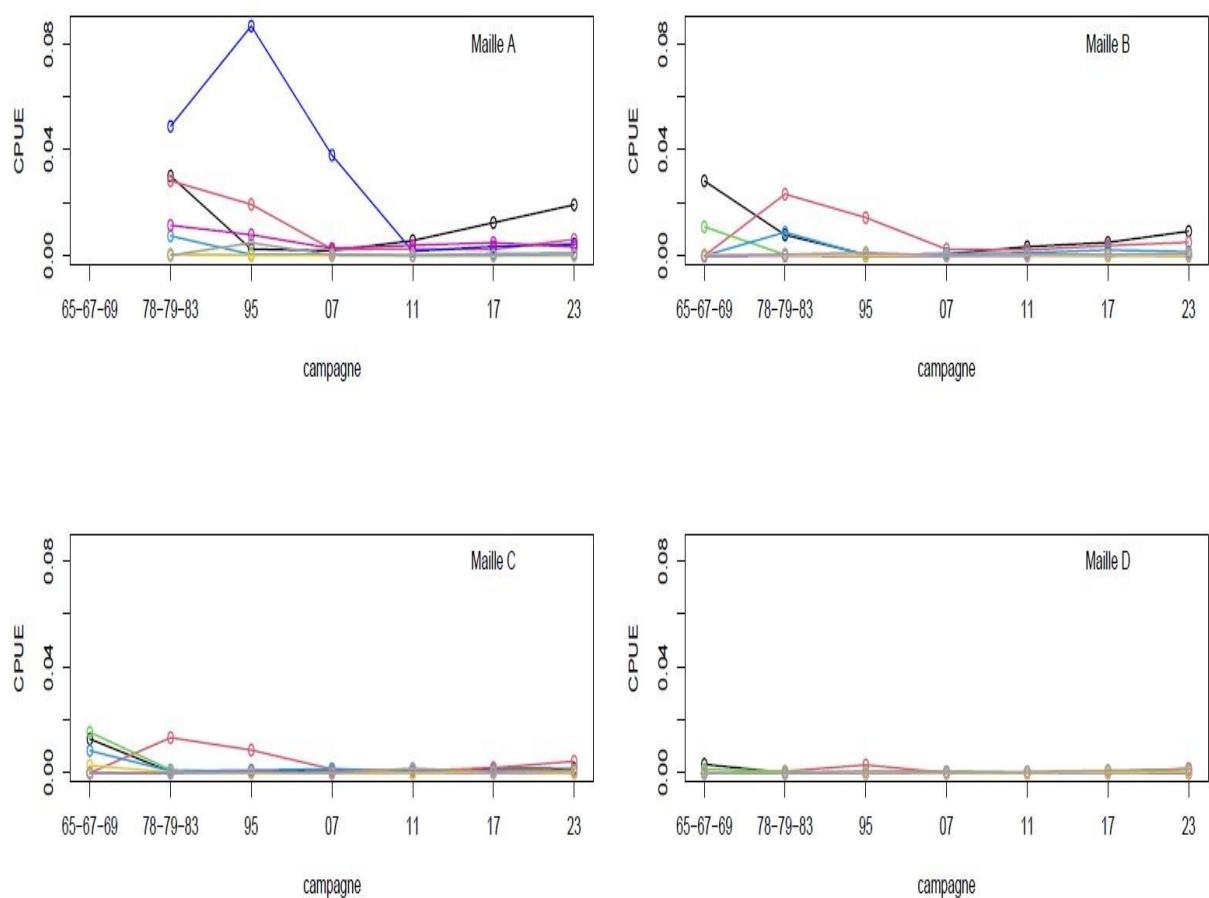


Figure 2.3. Calcul des CPUE par classe de maille de filets

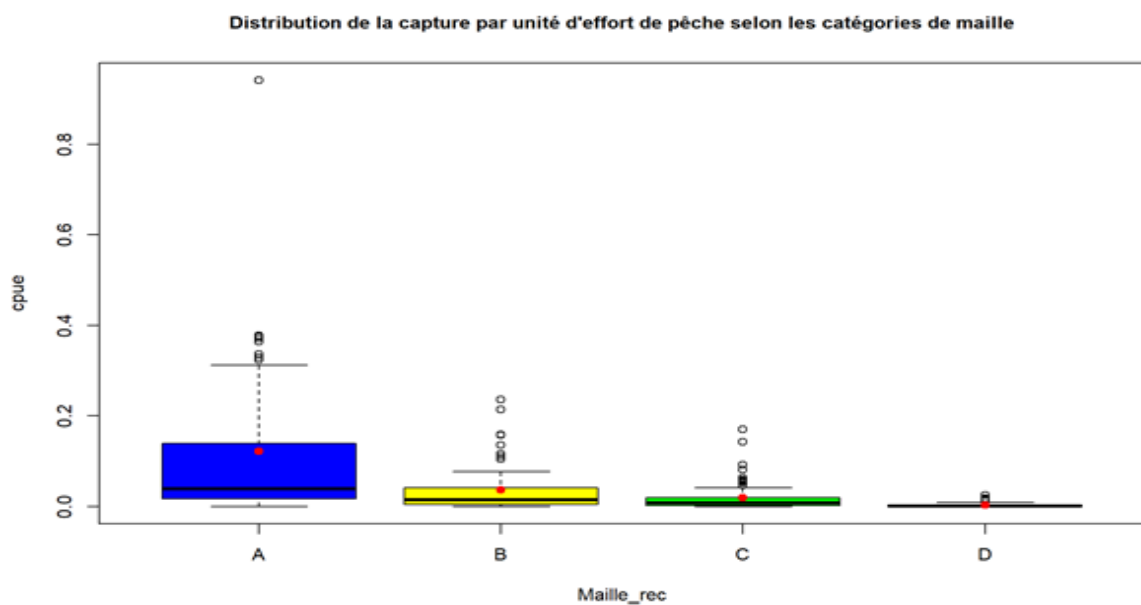


Figure 2.4. Caractérisation des CPUE toutes espèces confondues par catégories de mailles.

Les comparaisons entre paires de catégorie de maille pour les campagnes mono-mailles indiquent une différence significative des CPUE médianes entre les mailles de catégorie A, B, C et D, sauf pour la comparaison entre la maille B et C où la différence n'est pas significative.

La comparaison des CPUE peut également être réalisée à partir des localisations branche Durance (D), Barrage (B) ou Ubaye (U). On note une différence significative entre les localisations Durance et Ubaye : les rangs médians des CPUE Durance sont plus élevés que ceux de la branche Ubaye.

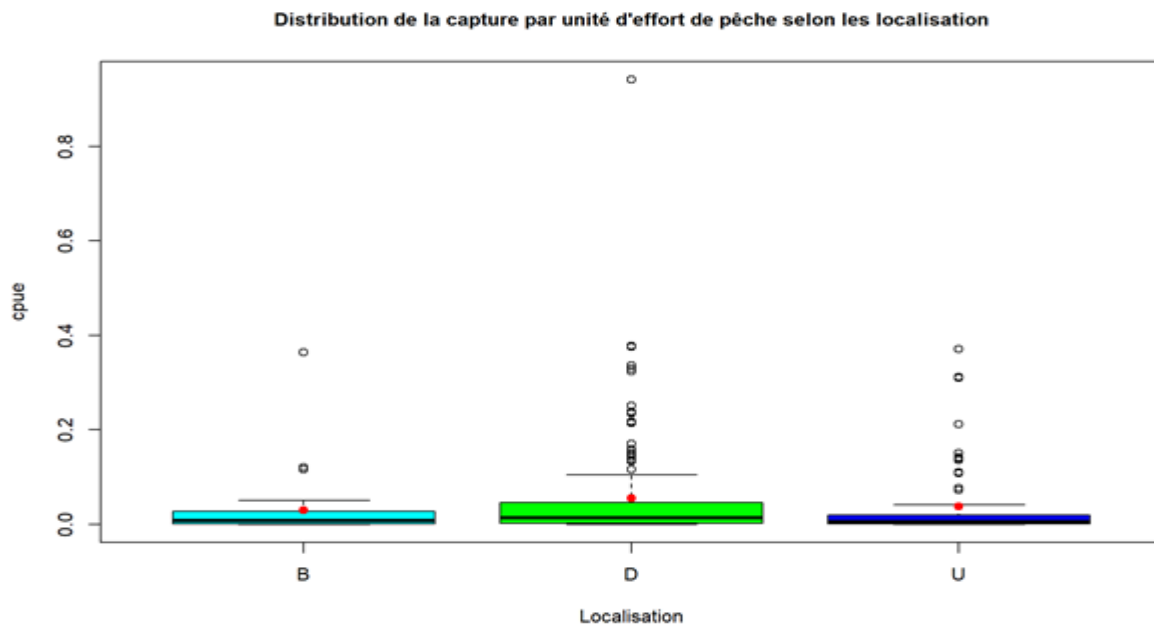


Figure 2.5. Distribution de la CPUE selon la localisation, Durance, Ubaye et Barrage

La comparaison des CPUE peut également être réalisée en comparant les milieux « eu » et « a » photiques : l'analyse montre que les CPUE médianes sont différentes. La médiane est plus élevée en milieu aphotique qu'en milieu euphotique, c'est-à-dire que les captures sont plus importantes en zone où les processus de dégradations l'emportent sur les processus de production. Cependant, avec le protocole CEN, les filets ne sont pas posés au même endroit (même strate de profondeur). Dans la zone aphotique, on a plus de filets posés en zone littorale que dans la zone euphotique qui sont tous en zone centrale de la retenue. Il y a donc probablement aussi un effet distance à la berge

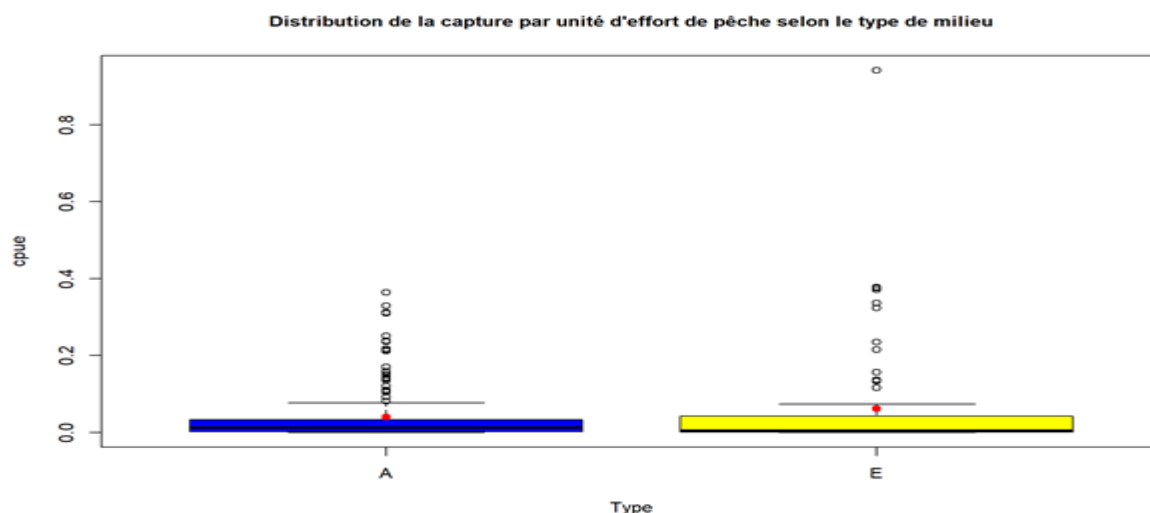


Figure 2.6. Distribution des CPUE en fonction de la lumière

L'intérêt du calcul des CPUE repose surtout sur une déclinaison par espèce. Pour les espèces indigènes, le graphique concernant la truite atteste d'une chute des captures aux filets maillants depuis les premiers inventaires 1965-1969. A partir de 1978, très peu de truites seront capturées. L'analyse des CPUE des toxostomes confirme que les jeunes individus ne se rencontrent pas dans la retenue, ils sont capturés à partir des mailles de catégories B ou C plus rarement avec de la maille de catégorie D qui correspond aux individus les plus grands. Dans Serre-Ponçon, il n'est pas rare de rencontrer des individus de 0,30 m, alors que ces tailles ne sont jamais atteintes en rivière Durance, plus en aval. Depuis 1995-96, les toxostomes semblent maintenir leur population à l'équilibre.

Les CPUE de perches diminuent de façon importante jusqu'en 95-96 pour marquer une inflexion positive surtout dans les catégories A et B à partir de cette campagne. Les jeunes perches sont très abondantes sur Serre-Ponçon ce qui est confirmé dans les résultats des pêches aux engins.

Les ablettes sont surtout rencontrées dans la catégorie de maille A, au-delà, leur taille permet peu de captures dans les mailles de catégories B, C et D. Les CPUE sont fortes entre 78-83 et 95-96, elles diminuent par la suite, peut être victime de la voracité des perches. L'étude hydrobiologique 1995-96 avait montré la forte représentation de l'espèce dans les estomacs de carnassiers (DEA Doucende 1996).

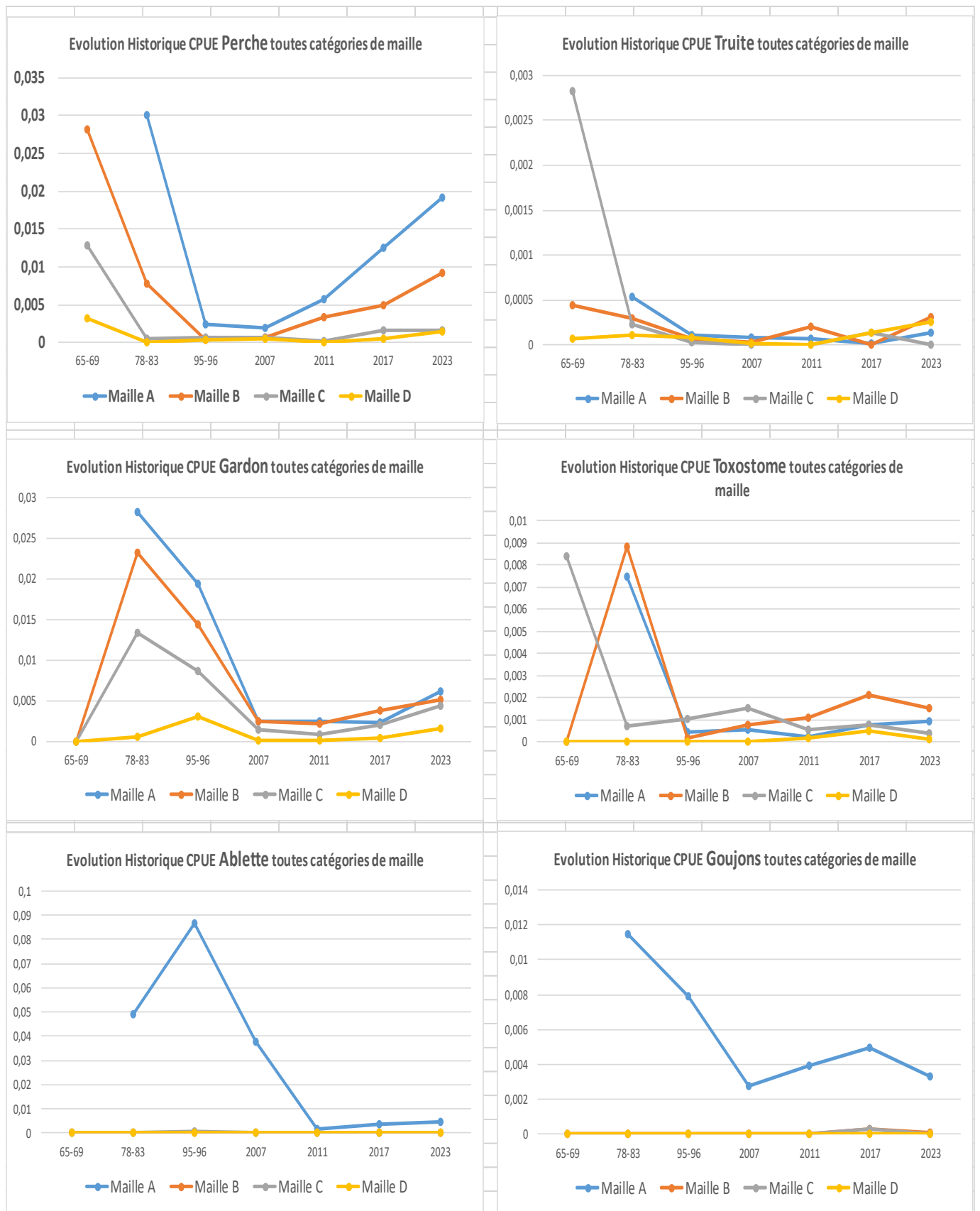


Figure 2.7. Calcul des CPUE historiques par espèces et par classe de mailles sur la retenue de Serre-Ponçon (pour plus de lisibilité, les axes d'ordonnés ont des échelles distinctes).

Tableau 2.3. CPUE par espèce et par catégorie de mailles de filets

Perche	65-69	78-83	95-96	2007	2011	2017	2023		Truite	65-69	78-83	95-96	2007	2011	2017	2023
Maille A		0,030065	0,002447	0,001877	0,005685	0,01246	0,0192		Maille A		0,000541	0,000111	7,82E-05	6,56E-05	2,03E-05	0,000137
Maille B	0,028224	0,007836	0,000404	0,00066	0,003388	0,005003	0,009211		Maille B	0,000446	0,000297	6,57E-05	3,14E-05	0,000207	0	0,000313
Maille C	0,012815	0,000434	0,000642	0,000623	0,000165	0,001689	0,001629		Maille C	0,002833	0,000231	2,67E-05	0	0	0,00013	0
Maille D	0,003247	7,75E-05	0,000304	0,00046	8,26E-05	0,00052	0,001504		Maille D	7,28E-05	0,000116	8,46E-05	1,77E-05	0	0,00013	0,000251
Gardon	65-69	78-83	95-96	2007	2011	2017	2023		Toxostome	65-69	78-83	95-96	2007	2011	2017	2023
Maille A		0,028253	0,01935	0,002425	0,002534	0,00235	0,006152		Maille A		0,007457	0,000445	0,000547	0,00021	0,00079	0,00094
Maille B	0	0,02322	0,014388	0,002453	0,00219	0,003768	0,005075		Maille B	0	0,008859	0,000169	0,000786	0,001074	0,002144	0,001504
Maille C	0	0,013296	0,008636	0,001436	0,000826	0,001949	0,004386		Maille C	0,008414	0,000728	0,001043	0,001545	0,000578	0,00078	0,000376
Maille D	0	0,000608	0,003027	5,3E-05	8,26E-05	0,00039	0,001629		Maille D	0	1,94E-05	3,38E-05	0	0,000165	0,00052	0,000125
Ablette	65-69	78-83	95-96	2007	2011	2017	2023		Goujon	65-69	78-83	95-96	2007	2011	2017	2023
Maille A		0,048838	0,086687	0,037933	0,001667	0,003485	0,004389		Maille A		0,011457	0,007896	0,002737	0,003926	0,004943	0,003272
Maille B	0	1,02E-05	0	0	0,00033	0	6,27E-05		Maille B	0	1,02E-05	0	0	0	0,00026	6,27E-05
Maille C	0	0	0,000588	0	8,26E-05	0	0,000125		Maille C	0	0	0	0	0	0,00026	0
Maille D	0	3,88E-06	0	0	0	0	0		Maille D	0	0	0	0	0	0	0

2.4. Analyses des données DCE 2011, 2017 et 2023

2.4.1. Analyse des effectifs capturés

Quinze espèces piscicoles ont été inventoriées, à savoir : perche, gardon, chevesne, brochet, corégone, goujon, toxostome, truite de rivière, ablette, omble chevalier, rotengle, sandre, tanche, brème commune et brème bordelière.

2.4.1.1. Filets benthiques zone euphotique

Les captures effectuées avec des filets benthiques en zone euphotique sont caractérisés par un grand nombre de perches, de gardons et de goujons. L'abondance relative de la perche augmente entre 2011 (24,67 %) et 2023 (44,16 %), soit une augmentation de 19,49 points de

pourcents. De même, la part de gardon augmente, passant de 26,85 % en 2011 à 30,54 % en 2023. En revanche, la proportion de goujon et d'ablette tend à diminuer sur cette période.

2.4.1.2. Filets benthiques en zone aphotique

En zone aphotique, les captures des filets benthiques sont dominées par une forte proportion de perche, dont l'abondance relative augmente au fil du temps. En effet, la part de perches passe de 59,97 % en 2011 à 66,62 % en 2017, puis à 73,81 % en 2023. En 2011 et 2017, la seconde espèce la plus capturée est le goujon, bien que sa part diminue entre ces deux années (respectivement 23,54 % et 13,79 %). Cependant, en 2023 le gardon occupe la deuxième place en termes d'abondance relative, avec 14,99 %.

2.4.1.3. Filets pélagiques

En 2011, les filets pélagiques ont capturé principalement de l'ablette (51,52 %), du corégone (25,76 %) et du gardon (10,61 %). La truite de rivière constitue la 4ème espèce la plus capturée (9,09 %). Très peu de perche sont capturées en 2011 (1,52 %). A partir de 2017, l'abondance relative des perches tend à augmenter (passant de 32,84 % en 2017 à 66,97 % en 2023). De plus, en 2017, les captures d'ablette et de corégone restent importantes (respectivement 26,87 % et 25,37 %).

En 2023, la proportion des perches capturées dépasse les 66,87 %.

Entre 2011 et 2023, sans distinction de milieu (euphotique/aphotique) ni type de filet (benthique/pélagique), les captures sont marquées par une augmentation importante de la perche. En 2023, elle représente la majorité des captures (44,16 % pour les filets benthiques en zone euphotique, 73,81 % pour les filets benthiques en zone aphotique et 66,87% pour les filets pélagiques).

En zone euphotique où l'activité chlorophyllienne est importante, il y a une diversité des espèces capturées. On retrouve notamment la perche, l'ablette, le goujon et le gardon. Le toxostome est également présent mais de manière très marginale (7,26 % en 2011, 11,04 % en 2017 et 5,16 % en 2023).

En milieu aphotique, la perche domine largement les capture (plus de 59% des captures). Ce milieu est caractérisé par une faible capture d'autres espèces telles que l'ablette, le goujon et le gardon.

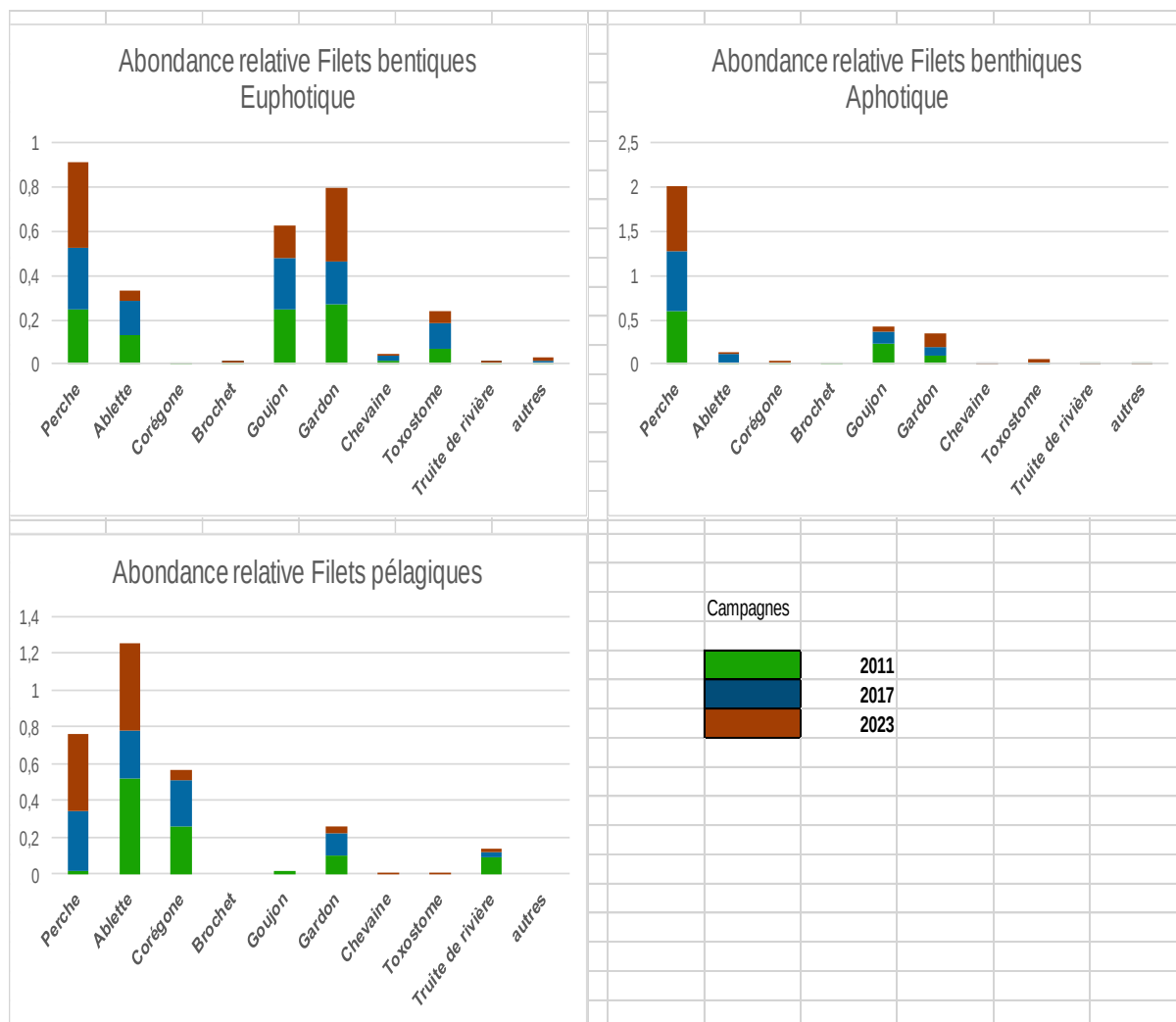


Figure 2.8. Proportions relatives des principales espèces par le positionnement des filets dans la masse d'eau

Dans les filets pélagiques, les captures sont essentiellement composées d'ablette, de corégone, de truite, de gardon. Cependant, à partir de 2023, la perche domine tandis que le corégone et le gardon sont moins présents.

Très peu de brochets ont été capturés (seulement 6 durant les campagnes DCE).

La présence du corégone et de la truite de rivière est très faible voire quasi absente certaines années en milieu euphotique et aphotique benthique.

Les filets pélagiques ont peu capturé de goujon (1,52 % en 2011, et 0 % en 2017 et 2023) et de toxostome (0 % en 2011 et 2017, et 0,15 % en 2023).

2.4.2. Biomasse capturée

L'analyse portera sur les pêches 2011-2023, la comparaison ayant beaucoup plus de sens en raison du protocole qui devient normalisé. La biomasse totale des poissons capturés, tous types de filets de pêche et milieux confondus, a augmenté de 4,66 % entre 2011 et 2017, passant de 82,34 kg à 86,36 kg. La hausse la plus importante a eu lieu entre 2017 et 2023, avec une augmentation de 32,58 %, passant de 86,36 kg à 114,5 kg. Sur les 3 campagnes de pêche, c'est un total de 283,2 kg de poissons qui a été capturé.

L'abondance pondérale de la perche a augmenté, passant de 20,44 % en 2011 à 31,88 % en 2023, l'abondance relative a également augmenté, passant de 38,8 9 % en 2011 à 59,20 % en 2023. Seules l'ablette et la perche voient leur abondance pondérale augmenter entre 2011 et 2023. La perche occupe la première position en termes de biomasse capturée toutes années confondues, suivie du gardon.

Tableau 2.4. Abondance relative et pondérale par espèces et campagnes

	Abondance relative (en %)			Abondance pondérale (en %)		
	2011	2017	2023	2011	2017	2023
Perche	38,89	48,69	59,20	20,44	30,30	31,88
Ablette	10,55	11,86	9,35	4,30	3,62	2,83
Corégone	2,54	1,17	1,29	16,23	6,52	9,47
Brochet	0,30	0,07	0,04	4,38	0,17	0,11
Goujon	22,89	17,31	7,01	4,04	3,34	1,28
Gardon	18,70	13,38	18,11	18,09	18,31	30,33
Chevesne	0,67	1,10	0,63	15,61	16,24	8,07
Toxostome	3,96	5,66	3,21	13,83	14,61	8,77
Truite de rivière	0,90	0,28	0,58	1,50	3,09	1,79
Autres	0,60	0,48	0,58	1,57	3,80	5,47

2.4.2.1. Filets benthiques en milieu euphotique

En milieu euphotique, les captures des filets benthiques sont dominées par une biomasse importante des espèces suivantes : le gardon (36,16 kg environ au total), le chevesne (34,12 kg au total), le toxostome (29,17 kg au total) et la perche (29,16 kg au total). L'abondance pondérale de la perche et du gardon augmente entre 2011 et 2023 (passant de 14,20 % en 2011 à 27,60 % en 2023 pour la perche, et de 19,45 % en 2011 à 32,48 % pour le gardon). Ce sont les seules espèces qui ont une dynamique à la hausse au niveau de l'abondance pondérale. Les autres espèces, comme le chevesne et le toxostome, montrent une diminution dans l'abondance pondérale entre 2011 et 2023.

2.4.2.2. Filets benthiques en milieu aphotique

En milieu aphotique, l'utilisation des filets benthiques a permis de capturer une biomasse importante de perche (plus de 40 % de l'abondance pondérale). Le gardon voit sa part augmenter au fil du temps, passant de 17,89 % en 2011 à 20,59 % en 2017, puis à 35,13 % en 2023. L'année 2011 est marquée par une abondance pondérale importante de corégone (27,30 % de l'abondance totale), bien que cette espèce soit absente en 2017 et faiblement présente en 2023.

2.4.2.3. Filets pélagiques

L'abondance pondérale des captures réalisées avec des filets pélagiques est marquée par une part importante de corégone (68,62 % de la biomasse totale en 2011, 64,06 % en 2017 et 49,67 % en 2023). Une part non négligeable de l'abondance pondérale de la truite de rivière est à noter (6,85 % en 2011, 8,46 % en 2017 et 6,36 % en 2023).

Ainsi, en résumé, la biomasse totale capturée en zone euphotique avec des filets benthiques est de 151,67 kg environ. Celle-ci est d'environ 94,26 kg en milieu aphotique avec l'utilisation de filets benthiques, et d'environ 37,26 kg à l'aide des filets pélagiques. L'utilisation des filets benthique en milieu euphotique est caractérisée par une capture en biomasse diversifiée, avec notamment le gardon (35,16kg), le chevesne (34,12 kg), le toxostome (29,17 kg) ainsi que la perche (29,16 kg).

Tableau 2.5. Biomasse (en gramme) et abondance pondérale des espèces capturées (en %)

	Benthique - Euphotique			Benthique - Aphotique			Pélagique		
	2011	2017	2023	2011	2017	2023	2011	2017	2023
Perche	7044 (14,20%)	6037(13,77%)	16074 (27,60%)	9700 (40,62%)	19166 (56,81%)	17444 (47,60%)	89 (1,00%)	964 (10,96%)	2982 (15,21%)
Ablette	2146 (4,33%)	1674 (3,82%)	516 (0,89%)	297 (1,24%)	1276 (3,78%)	178 (0,49%)	1101 (12,42%)	177 (2,01%)	2544 (12,98%)
Corégone	764 (1,54%)	0	0	6518 (27,30%)	0	1106 (3,02%)	6084 (68,62%)	5633 (64,06%)	9736 (49,67%)
Brochet	3345 (6,74%)	148 (0,34%)	131 (0,22%)	265 (1,11%)	0	0	0	0	0
Goujon	1509 (3,04%)	1448 (3,30%)	1128 (1,94%)	1804 (7,56%)	1436 (4,26%)	336 (0,92%)	13 (0,15%)	0	0
Gardon	9648 (19,45%)	7589 (17,31%)	18921 (32,48%)	4272 (17,89%)	6947 (20,59%)	12876 (35,13%)	972 (10,96%)	1276 (14,51%)	2930 (14,95%)
Chevesne	12851 (25,91%)	12442 (28,39%)	8826 (15,15%)	0	1580 (4,68%)	292 (0,80%)	0	0	126 (0,64%)
Toxostome	10818 (21,81%)	11311 (25,81%)	7040 (12,09%)	567 (2,37%)	1307 (3,87%)	2961 (8,08%)	0	0	36 (0,18%)
Truite de rivière	321 (0,65%)	608 (1,39%)	562 (0,96%)	307 (1,29%)	1317 (3,90%)	245 (0,67%)	607 (6,85%)	744 (8,46%)	1247 (6,36%)
Autres	1148 (2,31%)	2573 (5,87%)	5049 (8,67%)	147 (0,62%)	709 (2,10%)	1211 (3,30%)	0	0	0
Total	49594 (100%)	43830 (100%)	58247 (100%)	23877 (100%)	33738 (100%)	36649 (100%)	8866 (100%)	8794 (100%)	19601 (100%)

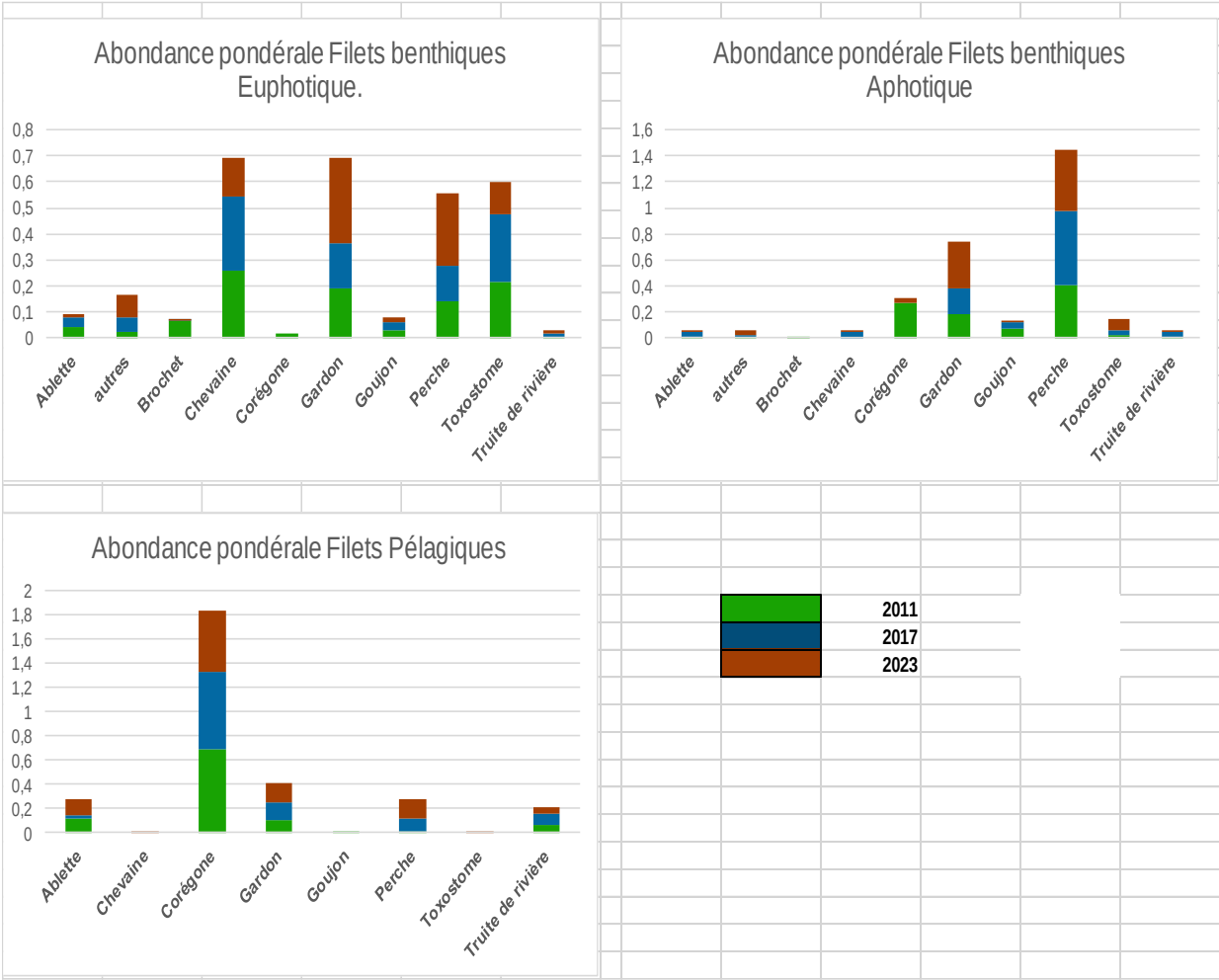


Figure 2.9. Abondance pondérale des espèces capturées selon le type de milieu et le type de filet employé

En zone aphotique, les filets benthiques sont caractérisés par une abondance pondérale relativement importante de perche et de gardon. En 2011, le corégone occupe la deuxième position en termes d'abondance pondérale.

La biomasse du corégone est principalement capturée avec des filets pélagiques. De plus, dans ce type de filet, on retrouve une abondance pondérale importante d'ablette, qui occupe la seconde position en 2011. En 2017, c'est le gardon qui prend cette place, tandis qu'en 2023, la perche se retrouve en deuxième position avec 15,21 % de la biomasse totale.

L'abondance pondérale de la truite de rivière est très faible dans les filets benthiques, mais sa part est plus importante dans les filets pélagiques.

Par ailleurs, l'abondance pondérale du chevesne est très élevée avec l'utilisation des filets benthiques en zone euphotique. En effet, en 2011 et 2017, le chevesne occupe la 1^{ère} place avec des abondances pondérales de 25,91 % et 28,39 % respectivement.

2.4.3. Structure des populations

Dans cette section, nous allons étudier les structures en tailles et en poids de trois espèces : la perche, l'ablette et le corégone.

2.4.3.1. Classes de poids

Cas de l'ablette

Les histogrammes (fig.2.10) présentent l'évolution des distributions de poids de l'ablette selon 3 types de filets et milieu (Benthique-euphotique, Benthique-aphotique, pélagique) sur trois années (2011, 2017 et 2023).

Sans distinction de filet et de type

Sans distinction de filet et de milieu, la moyenne de poids diminue au fil des trois périodes observées. Par exemple, la moyenne des poids est passée de 25,13 g en 2011 à 18,18 g en 2017, puis à 14,46 g en 2023. Cette tendance suggère une possible diminution de la taille de l'ablette au fil du temps. De plus, la distribution des poids, représentée par des histogrammes, montre que les captures d'ablette sont de plus en plus faibles. En 2011, la distribution des poids est étalée vers les valeurs les plus élevées, avec un mode situé environ entre 11,5 g et 17 g. En 2017, la distribution des poids est plus symétrique et centrée autour de 13 et 19 grammes. En revanche, en 2023, les classes d'effectifs les plus élevés se situent entre 1 et 4,5 g. Deux groupes

d'individus semblent se distinguer durant cette période : les alettes légères et les alettes plus lourdes/grandes.

Filet benthique zone euphotique

En 2011, la distribution des poids montre une distribution bimodale des valeurs, avec une classe modale située entre 10 et 14 g et une autre plus étalée autour de 37 g. En 2017, la distribution des poids est plus symétrique et centrée autour de 14-20 g. En 2023, la classe modale se situe autour de 1 à 6 g, ce qui indique une diminution de la taille des individus capturés par rapport aux années précédentes.

Filet benthique zone aphotique

Il est difficile de comparer les résultats temporellement en raison du faible nombre de captures en zone aphotique (N=15 en 2011 et N=7 en 2023). En 2017, la distribution est symétrique et centrée entre 17 et 24 g. En 2023, il y a eu très peu de capture d'allettes avec les filets benthiques, et donc l'histogramme n'est pas représenté (N=7).

Filet pélagique

En 2017, le nombre de captures est faible (N=18). En 2011, 34 alettes ont été capturées, contre 175 en 2023. La comparaison temporelle doit donc être interprétée avec prudence. En 2011, les poids des alettes sont très variés, avec une classe modale située entre 25 et 34 g. En 2023, la distribution est caractérisée par une prépondérance d'allettes légères, avec une classe modale comprise entre 2 et 5 g. Deux groupes semblent se dégager : les petites alettes dont les poids sont compris entre 2 et 5g, et les alettes plus lourdes, dont la gamme de poids s'étend entre 8 et 38 g, avec une classe modale de 17 à 20g.

En 2023, en zone aphotique, il y a eu très de capture d'allettes avec les filets benthiques, et donc l'histogramme n'est pas représenté (N=7)

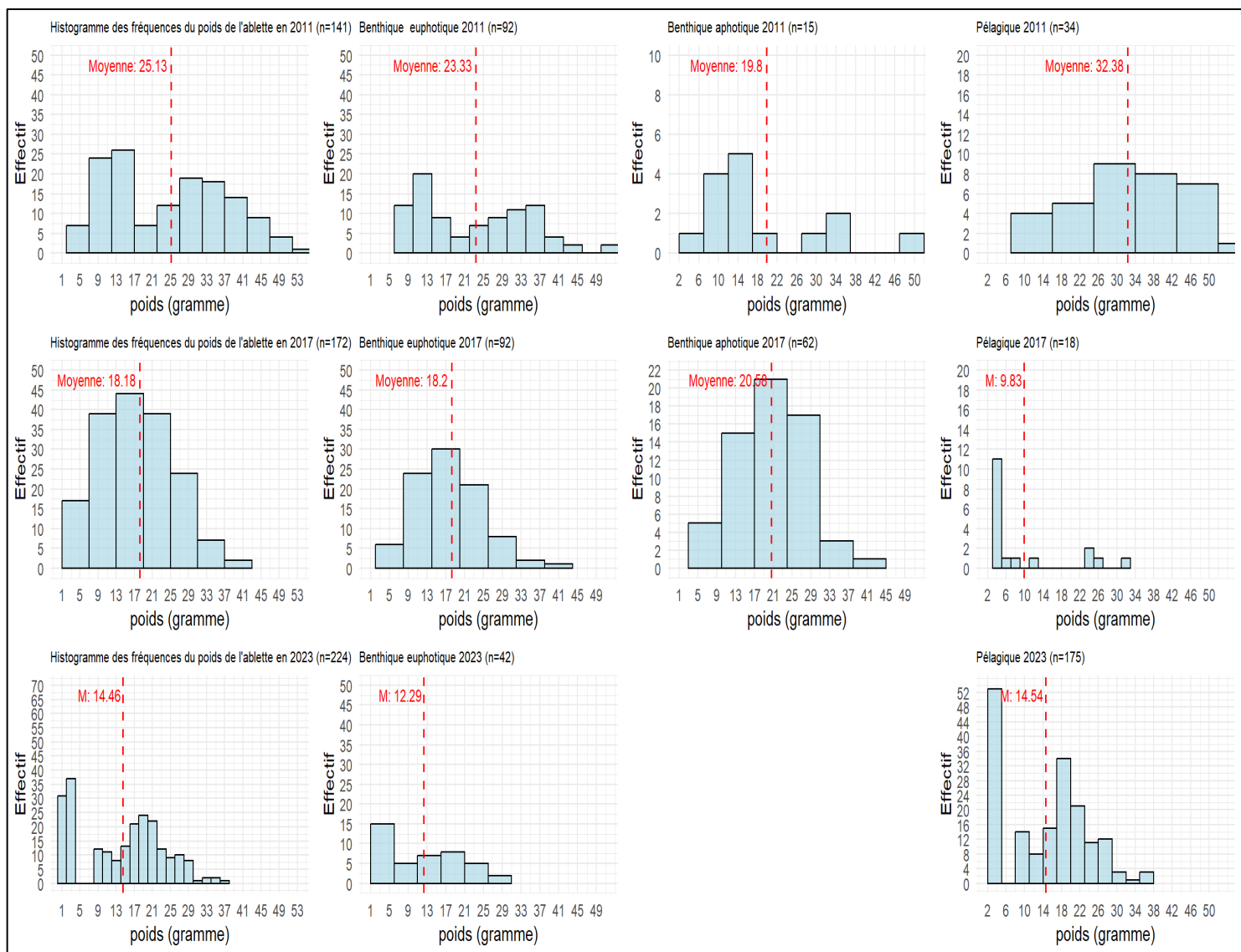


Figure 2.10. Histogrammes des fréquences des poids des ablettes selon l'année et le type de milieu

Cas du corégone

Les captures de corégones étant très faibles, les analyses ne seront pas distinguées selon le type de filet et le milieu.

En 2011, le poids moyen des corégones est de 393,12 g. L'histogramme indique que les corégones ont des poids compris entre 214 et 435 g. En 2017, la gamme de distribution des poids est plus large, avec des corégones de petites et grande taille capturés. En 2023, le poids moyen des corégones est d'environ 350 gs. Deux groupes de corégones se distinguent : l'un dont la classe modale est située entre 14 et 64 et un autre regroupant les corégones de poids supérieur à 350g.

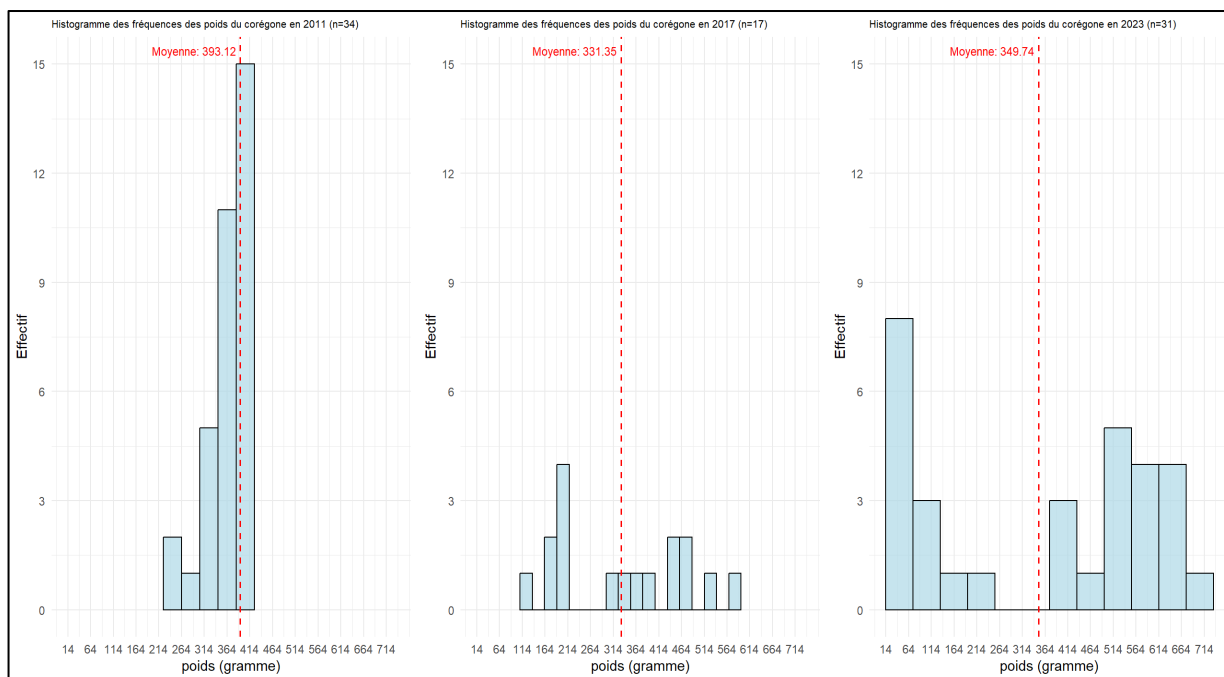


Figure 2.11. Histogrammes des fréquences des poids du corégone selon l'année et le type de milieu de gauche à droite de 2011 à 2023

Cas de la perche

Sans distinction de type et de filet

Entre 2011 et 2023, le poids moyen de la perche diminue, passant de 32,36 g à 25,6 g, malgré une hausse notable entre 2011 et 2017 (37,07 g en 2017). La majorité des perches capturées ont un poids compris entre 1 et 10 grammes correspondant à des perches de petite taille. Entre 2011 et 2017, une part non négligeable des perches pesait plus de 10 grammes. En 2023, il y a très peu de perches pesant plus de 10 grammes.

Filet benthique – euphotique

Le poids moyen de la perche diminue d'année en année, passant de 41,45 g en 2011 à 36,15 g en 2017, puis à 35,37 g en 2023. La classe modale, comprise entre 2 et 12 grammes, constitue le groupe principal pour toutes les années confondues. En 2011, une part non négligeable de perche présente des poids compris entre 22 et 32 g.

Filet benthique – aphotique

Entre 2011 et 2017, le poids moyen de la perche augmente, passant de 27,77 g à 37,08 g. La classe modale est comprise entre 1 et 11 g, et constitue le groupe majoritaire quelle que soit l'année considérée. Cependant, en 2017, des captures de perches pesant plus de 11 g ont été observées, notamment un nombre important de perche pesant entre 21 et 51 g.

Filet pélagique

En 2011, une seule perche ayant été capturée à l'aide des filets pélagiques, l'histogramme n'a pas été représenté pour cette année-là. Très peu de perches ont été capturées en 2017, avec seulement 22 spécimens. La majorité de ces perches pesaient entre 21 et 51 g. En 2023, le poids moyen des perches est de 6,48, avec un groupe majoritaire pesant entre 1 et 6 g.

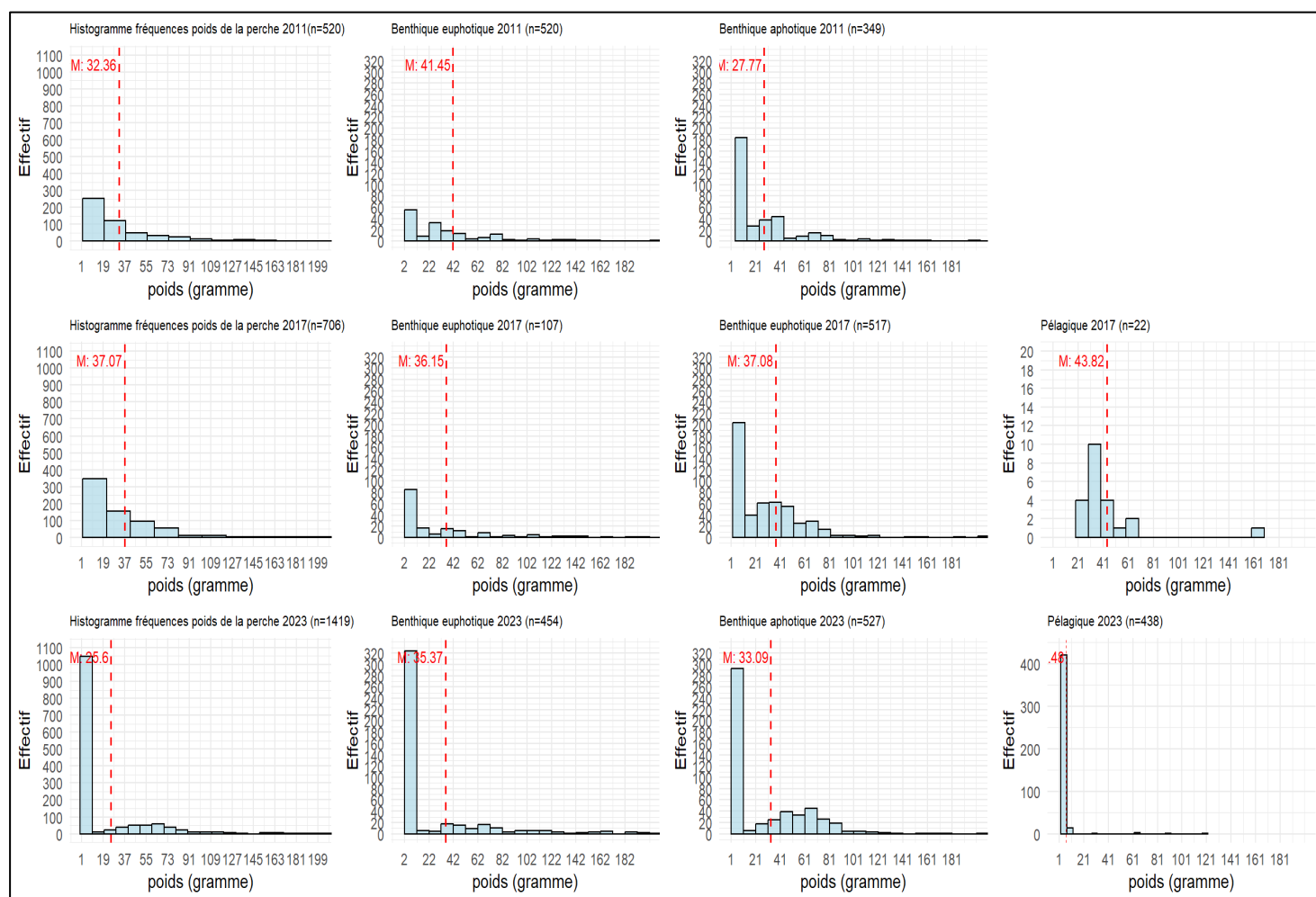


Figure 2.12. Histogrammes des fréquences du poids de la perche selon l'année et le type de milieu

2.4.3.2. Classes de taille

Cas de l'ablette

Sans distinction de type et de filet

La taille moyenne de l'ablette diminue au fil du temps, passant d'environ 143 mm en 2011 à environ 130 mm en 2017, puis à 118 mm en 2023. Cette diminution est notamment due à une présence importante d'ablettes de petite taille en 2023. En 2023, la distribution est plus large, avec un nombre important de perches de petite taille, révélant deux populations distinctes : les perches de petites taille et les perche de plus grande taille.

Filet benthique – euphotique

La moyenne des tailles diminue au fil du temps, passant de 140 mm en 2011 à environ 129 mm en 2017, puis à 112 mm en 2023. En 2017, un nombre important d'ablette de taille comprise entre 108 et 124 mm est à noter. En 2023, les ablettes de petites tailles sont particulièrement nombreuses, la classe modale étant comprise entre 68 et 74mm.

Filet benthique – aphotique

En 2023, les filets benthiques ont capturé 7 ablettes en zone aphotique. Il y a eu également très peu de capture en 2011, avec 15 spécimens. Concernant l'année 2017, la moyenne des tailles est d'environ 139 mm. Un nombre important d'ablette se situe dans la plage 133-158 mm. Il y a très peu de capture inférieures à 100 mm.

Filet pélagique

En 2011, les filets pélagiques ont capturé des ablettes de tailles très variées, comprises entre 100 et 189 mm. En 2017, très peu d'ablette ont été capturées, et la majorité des tailles sont inférieures à 95mm.

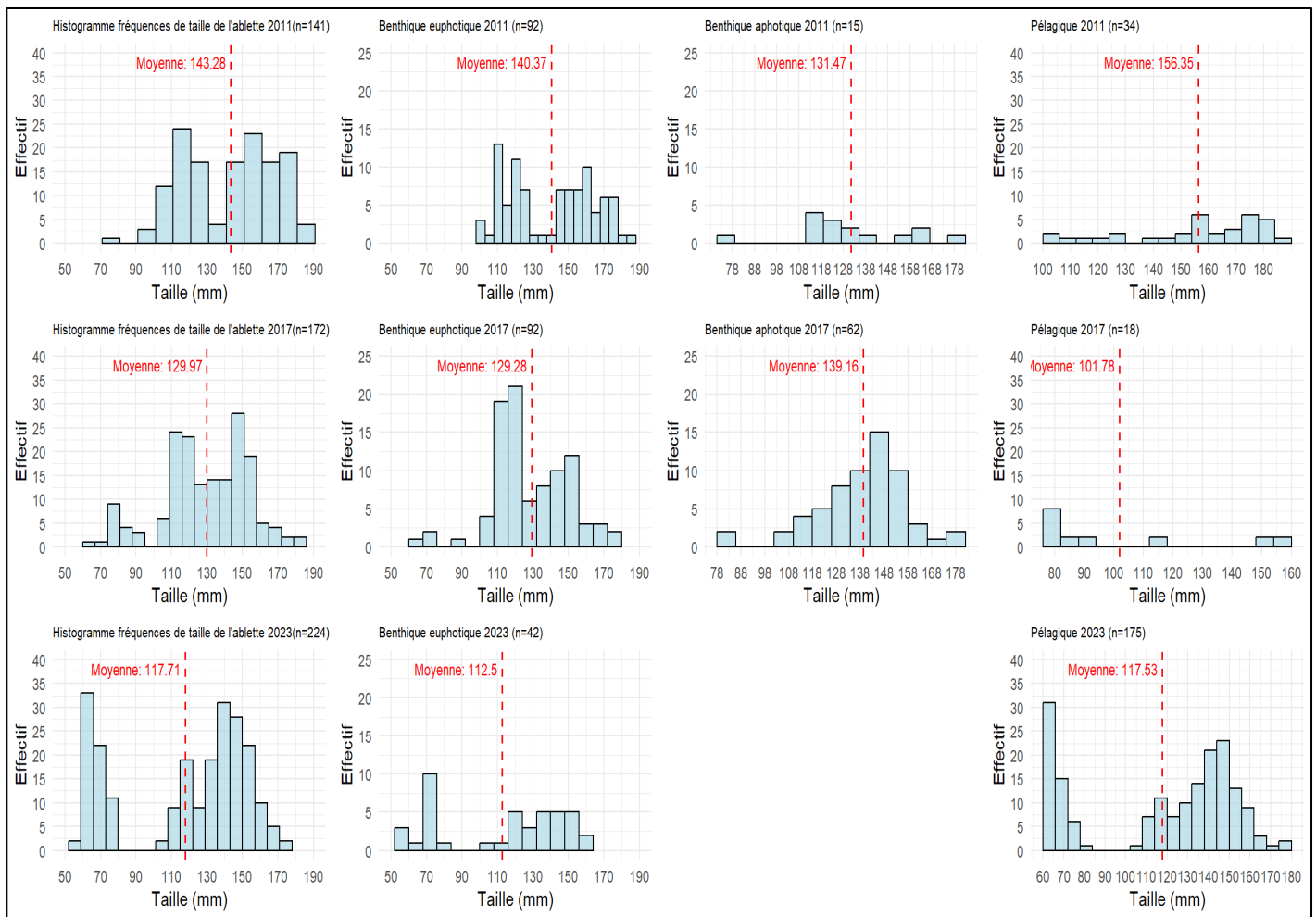


Figure 2.13. Histogrammes des fréquences de taille de l'ablette selon l'année et le type de milieu

Cas du corégone

Les captures de corégones étant très faibles, les analyses ne seront pas distinguées selon le type de filet et le milieu.

La taille moyenne du corégone diminue au fil du temps, passant d'environ 366 mm en 2011 à 337 mm environ en 2017, puis à 307 mm en 2023. En 2011 et 2017, les distributions sont plutôt étalées vers les grandes tailles. En revanche, en 2023, des corégones de plus petites taille font leur apparition, la classe modale se situant entre 130 et 150 mm.

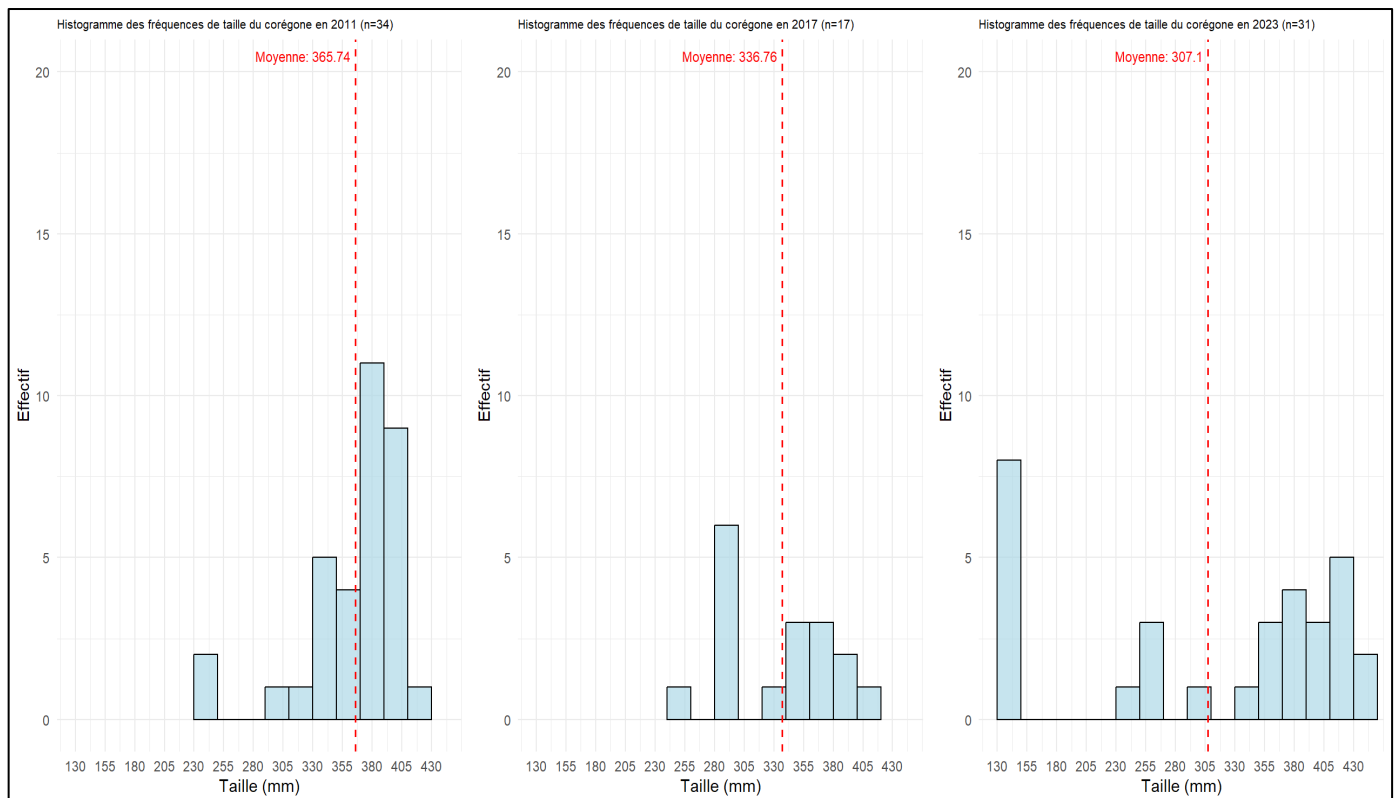


Figure 2.14. Histogrammes des fréquences de taille de corégone selon l'année et le type de milieu

Cas de la perche

Sans distinction de filet et de milieu

La taille moyenne des perches augmente entre 2011 (128 mm environ) et 2017 (133 mm environ), puis diminue en 2023 (110 mm environ). En 2011 et 2017, la distribution des tailles reste variée, on observe à la fois des perches de petites tailles et de grandes tailles, avec un nombre conséquent de perches mesurant plus de 127mm. En 2023, la tendance s'inverse, la majorité des perches mesurent entre 58 et 106mm.

Filet benthique euphotique

La taille moyenne des perches diminue au fil du temps, passant d'environ 139 mm en 2011 à 115 mm en 2023. Une variété des tailles est observée en 2011 et 2017, incluant des perches de tailles plus ou moins grandes. En 2023, la majorité des perches capturées sont de petites tailles et mesurent entre 58 et 98mm.

Filet benthique aphotique

La taille moyenne des perches augmente entre 2011 (123 mm environ) et 2017 (134 mm environ), puis diminue en 2023 (126 mm environ). Pour toutes les années, deux groupes d'individus semblent se distinguer : les perches de petites taille et les perches de grandes tailles.

En 2017, un nombre important de perches mesure plus de 117mm. En 2023, la majorité des perches ont des tailles inférieures à 102mm.

Filet pélagique

Une seule perche a été capturée avec le filet pélagique en 2011, l'histogramme n'a donc pas été représenté. En 2017, le nombre est de seulement 22, avec des tailles dépassant 125mm. En 2023, la taille moyenne des perches est d'environ 84mm, et la classe modale se situe entre 81 et 86mm, constituant le groupe majoritaire.

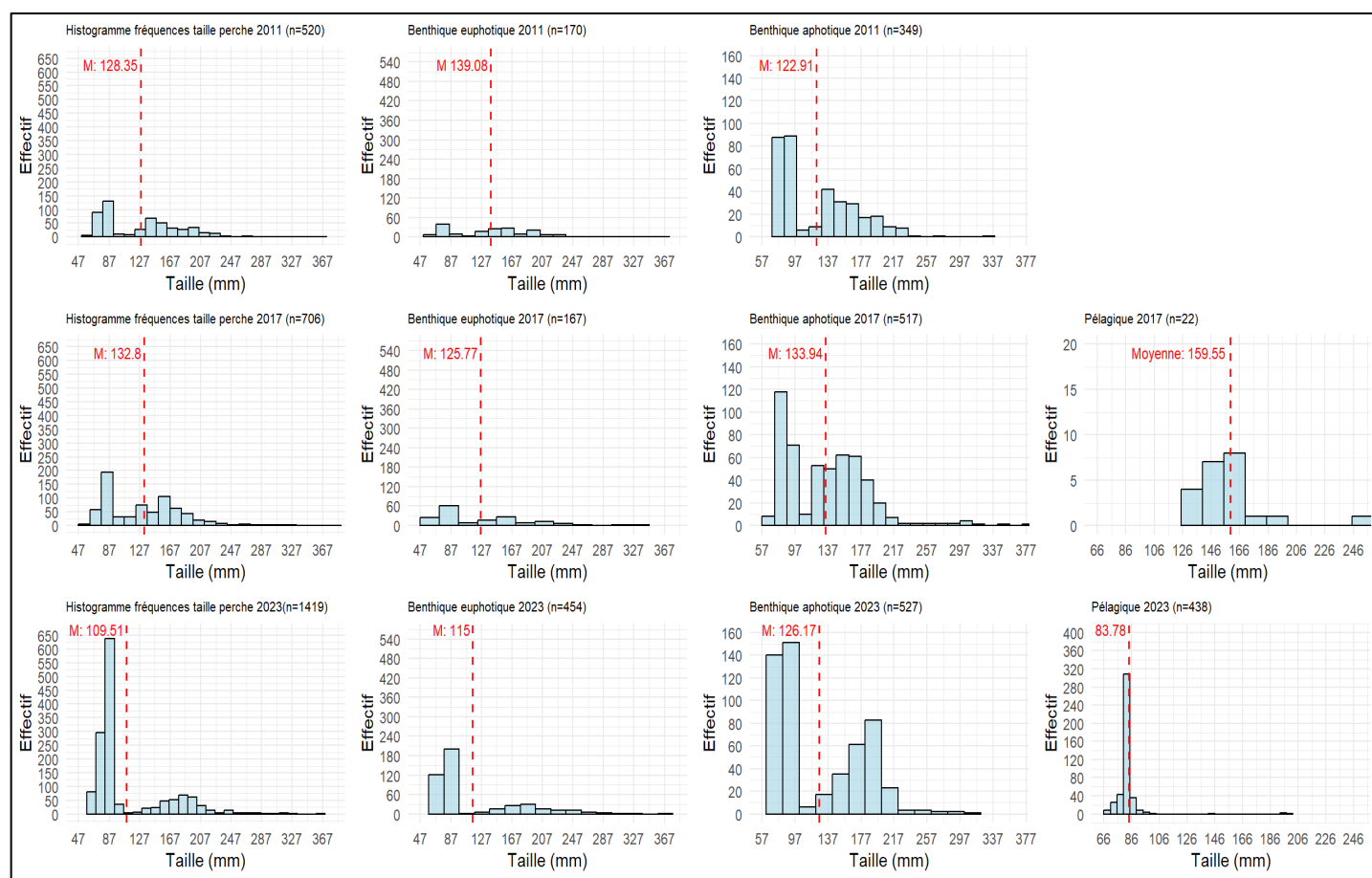


Figure 2.15. Histogrammes des fréquences des tailles de la perche selon l'année et le type de milieu

De manière générale, quel que soit le type de filet utilisé ou le milieu, la structure en poids et en taille des ablettes et des perches tend à évoluer au fil du temps vers des poids et des tailles plus petits.

Si l'on compare les filets de pêche benthiques en zone euphotique aux filets pélagiques, on constate que les filets pélagiques capturent une plus grande quantité de perches de petite taille,

avec des poids allant de 1 à 6 g, alors que les filets benthiques en zone euphotique capturent principalement des perches dont les poids varient entre 2 à 20 g.

En zone aphotique, les filets benthiques ont capturé un nombre important de perches de grande taille, quel que soit les années.

En terme de taille, quel que soit le type de filet utilisé, deux groupes d'ablettes se distinguent en 2023 : les ablettes de petite taille et les ablettes de grande taille. En 2011 et 2017, très peu d'ablettes de petite taille ont été capturées, indépendamment du type de filet utilisé.

2.4.3. Indice Ichtyofaune pour les retenues (IIR)

L'IIR qui permet d'évaluer le potentiel écologique des retenues françaises en application de la directive cadre européenne sur l'eau (Miguet *et al.*, , 2018 a) a été calculé pour chacune des dates d'échantillonnage selon le protocole décrit par Miguet *et al.*, (2018 b) (Tableau 2.6).

Entre 2011 et 2023, les valeurs de l'indice ichtyofaune (IIR) se maintiennent autour de 0,8 indiquant un classement de cette retenue en potentiel écologique « Très bon ». Cependant, une légère diminution de cet indice est notée au fil des années, passant de 0,864 en 2011 à 0,828 en 2017, puis à 0,803 en 2023, atteignant ainsi la limite du seuil de « Très bon » et s'approchant de la catégorie « Bon » (fig. 2.16).

Cette tendance à la baisse, bien que limitée, s'explique plus particulièrement par une augmentation de la biomasse totale capturée par unité d'effort comme en atteste la baisse de la valeur de la métrique en EQR de 0,70 à 0,47, dans la tableau ci-dessous et sur la figure suivante. Les pêches de 2011, 2017 et 2023 ont été réalisées aux côtes 774,6, 772,3 et 776 respectivement. Les différences de BPUE entre les pêches ne peuvent donc pas s'expliquer simplement par un phénomène de dilution.

Tableau 2.6. Valeurs d'indice ichtyofaune et de ses trois métriques exprimées en EQR (ecological quality ratio).

Année	IIR	BPUE_tot	BPUE_NN	BPUE_planc.
2011	0,86411	0,70109	0,88151	0,65703
2017	0,82883	0,60248	0,85658	0,58316
2023	0,8026	0,4723	0,83302	0,59017

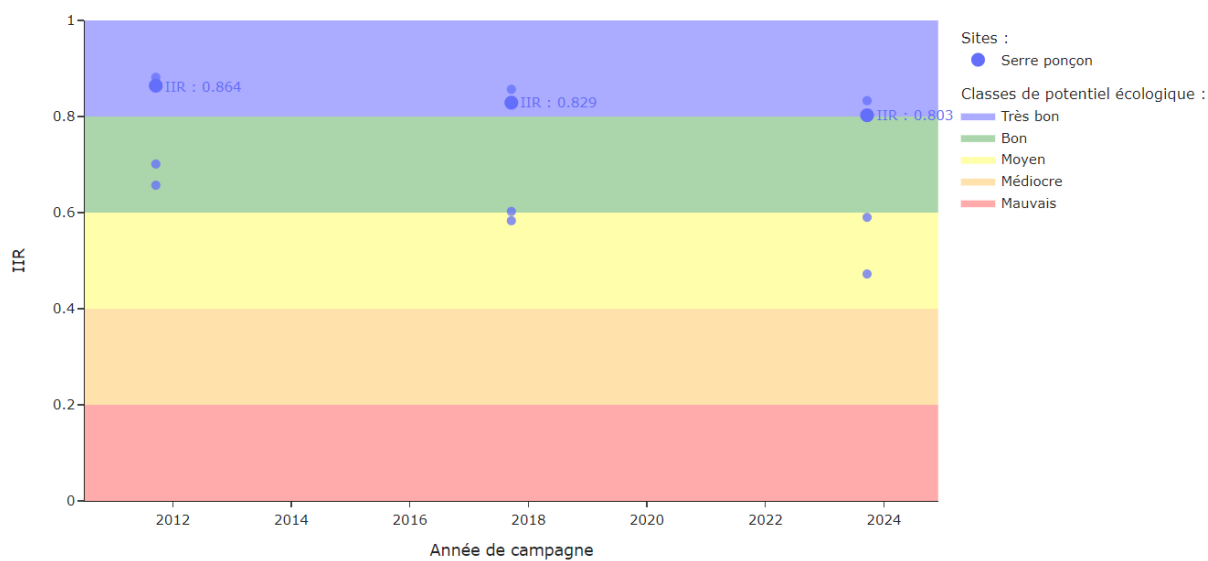


Figure 2.16. Classe d'état de l'ichtyofaune et valeurs de l'indice et de ses métriques exprimées en EQR (ecological quality ratio).

Partie 3. Les pêches complémentaires de bordure, à l'électricité

3.1. Introduction

Des pêches électriques d'inventaires ont eu lieu en septembre 1978 en branche Durance, en queue de retenue et en bordure (digue du plan d'eau d'Embrun, pont de St Clément). D'autres pêches ont eu lieu lors des campagnes de 1995-1996 dans les baies (baie des Lonnais, baie de Chanteloube) sans que la méthode soit très concluante. Les rives étant très minéralisées et le niveau des eaux très variable, elles n'ont apporté que peu d'informations. Au cours de l'étude de la reproduction sur les substrats flottants (projet UROS 2019-2022) de nouvelles pêches électriques de bordure avec pose de petites nasses ont été réalisées (thèse Salmon, 2022). En 2023, 4 campagnes de pêches électriques de bordure ont été réalisées au niveau des 5 stations littorales présentées dans la première partie de la V^{ème} étude hydrobiologique de la retenue de Serre-Ponçon. Ces pêches avaient pour intérêt de montrer la présence d'espèces qui ne sont capturées ni par les pêcheurs aux engins ni par les pêches scientifiques aux filets maillants. Depuis 1995, une espèce a fortement colonisé les berges de la retenue, la Blennie fluviatile. Cette Blennie est également retrouvée sur les frayères flottantes, sur des fonds importants (Salmon, 2022).

3.2. Matériels et méthodes

La pêche électrique est utilisée pour évaluer les communautés de poissons dans les grands cours d'eau (Lapointe et *al.*, 2006; Tomanova et *al.*, 2013) ou les lacs (Brosse et *al.*, 2007; Galafassi et *al.*, 2019). Il s'agit d'une méthode de capture qui utilise des impulsions électriques « douces » pour étourdir temporairement les poissons. Cette méthode est considérée comme peu invasive, mais elle doit être utilisée avec précaution pour minimiser les impacts sur les poissons. Les personnes qui réalisent ces échantillonnages sont formées, possèdent des habilitations électriques valides et le matériel est soumis à une vérification annuelle de maintien en état de conformité. Pour réaliser des pêches électriques, une autorisation scientifique de capture délivrée par la DDT est nécessaire.

Dans notre étude, le protocole consistait à pêcher 11 points de 20 secondes distancés de 10 m minimum, dans 1,5 mètre d'eau maximum. Elles ont été réalisées depuis un bateau équipé d'un groupe électrogène EFKO FEG 8000 embarqué avec un pilote, un opérateur à l'anode et deux opérateurs avec une épuisette. La distance inter-points a été définie à 10 m dans le but

d'éviter le chevauchement des points par le champ d'action de l'électricité mais aussi de limiter les fuites de poissons d'un point d'échantillonnage à un autre.

Les poissons sont maintenus en captivité le temps de l'exécution des 11 points d'une station dans une grande bassine avec bulleur puis les espèces capturées sont identifiées, mesurées et remises à l'eau sur leur lieu de capture.



Figure 3.1. Photographie de la réalisation d'un point de pêche électrique

Ces pêches ont été réalisées en 2023 au cours des 4 saisons (Tableau 3.1.), sur les cinq stations de bordure dites « littorales » :

- La station **Réallon** située à l'embouchure du torrent de Réallon
- La station **Savines Pré-d'Emeraude** située dans la zone du Pré d'Emeraude.
- La station **Baie Saint-Michel** située au fond de la baie
- La station **Chanteloub** située au fond de la baie
- La station **Port Saint-Pierre** sur la branche Ubaye

Tableau 3.1. Périodes d'échantillonnage en pêche électrique

Date	Gamme de variation de la température	Côte (m)
06/03/2023	4,7 – 9,3	758,3
22/05/2023	15 - 16,9	768
03/07/2023	20,3 - 22,9	779
19/09/2023	19 - 21	774,6



Figure 3.1. Stations suivis sur la retenue de Serre-Ponçon (04/05)

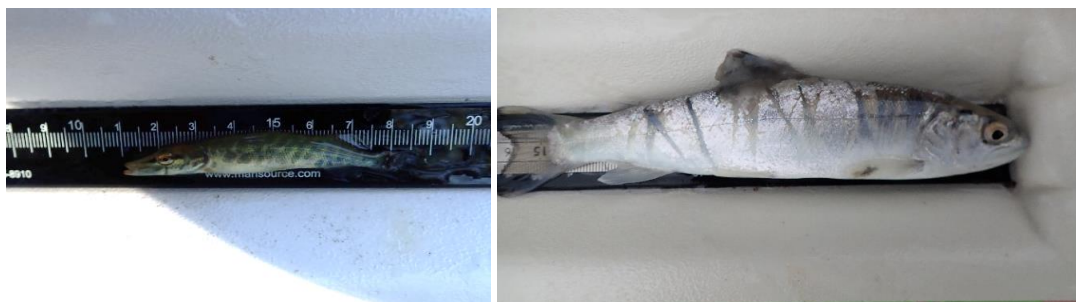


Figure 3.2. Photographie d'un brocheton et d'une jeune truite

3.3. Résultats

Lors de ces 4 campagnes d'échantillonnage sur les 5 stations, 10 espèces de poissons ont été capturées ainsi qu'une espèce d'écrevisse invasive.

Lors des pêches aux filets réalisées selon le protocole standardisé CEN 2023, 12 espèces de poissons ont été capturés. Dix espèces sont communes aux deux types de pêche. En revanche, la blennie fluviatile n'a été capturée qu'en pêche électrique. Inversement, le sandre, le corégone et la tanche n'ont été capturés qu'avec les filets CEN.

Sur l'ensemble des stations, le goujon et le gardon sont les plus espèces les plus abondantes. Inversement, le brochet et la truite sont peu représentées (Tableau 3.2).

Tableau 3.2. Liste des espèces échantillonnées par pêche électrique pendant les 4 campagnes 2023.

Espèces	Code	Nombre	%
<i>Alburnus alburnus</i>	ABL	121	0,18
<i>Abramis brama</i>	ABR	7	0,01
<i>Esox lucius</i>	BRO	2	0,00
<i>Gobio gobio</i>	GOU	182	0,27
<i>Parachondostoma toxostoma</i>	TOX	50	0,07
<i>Perca fluviatilis</i>	PER	47	0,07
<i>Rutilus rutilus</i>	GAR	181	0,27
<i>Salaria fluviatilis</i>	BLE	32	0,05
<i>Salmo trutta</i>	TRF	2	0,00
<i>Squalius cephalus</i>	CHE	59	0,09

On observe deux stations avec de faibles effectifs : l'embouchure du torrent du Réallon et la baie Saint Michel. La turbidité accrue au niveau du torrent du Réallon et des températures d'eau plus fraîches provenant de cet affluent peuvent expliquer de faible capture. Au niveau de la baie de St Michel nous n'avons pas d'explications sur les faibles captures observées. Les effectifs capturés sont les plus importants en aval, sur la station Port Saint Pierre. Ils sont comparables sur les stations Savines et Chanteloube.

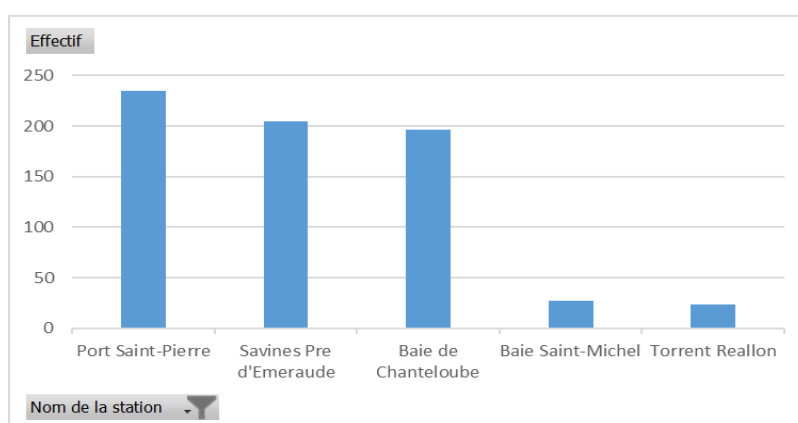


Figure 3.3. Effectifs par station

C'est à l'automne (323 poissons) et dans une moindre mesure au printemps (165) que le nombre de poissons capturés à l'électricité est le plus important. En mars et juillet, les effectifs capturés étaient bien plus faibles (109 et 86 respectivement).

Tableau 3.3. Résultats bruts des captures de poissons par station et campagne

06/03/2023	ABL	BLE	BRE	BRO	CHE	GAR	GOU	PER	TOX	TRF	Σ
Torrent du Réallon		1									1
Savines Pré l'Emeraude	16						6				22
Baie St Michel	2						2				4
Baie de chanteloube	7				3	5					15
Port Saint Pierre	1				37	19	4	3	2	1	67
Σ	26	1			40	24	12	3	2	1	109

22/05/2023	ABL	BLE	BRE	BRO	CHE	GAR	GOU	PER	TOX	TRF	Σ
Torrent du Réallon										1	1
Savines Pré l'Emeraude			1				25				26
Baie St Michel	2						3				5
Baie de chanteloube	3	1				4	17	1			26
Port Saint Pierre	8	5			7	2	83	1	1		107
Σ	13	6	1	0	7	6	128	2	1	1	165

03/07/2024	ABL	BLE	BRE	BRO	CHE	GAR	GOU	PER	TOX	TRF	Σ
Torrent du Réallon				2			2	10			14
Savines Pré l'Emeraude						3	1	2			6
Baie St Michel	1								1		2
Baie de chanteloube	11				3		16	14	13		57
Port Saint Pierre							3	4			7
Σ	12	0	0	2	3	3	22	30	14	0	86

19/09/2023	ABL	BLE	BRE	BRO	CHE	GAR	GOU	PER	TOX	TRF	Σ
Torrent du Réallon		1			1			6			8
Savines Pré l'Emeraude	49	2	6			67	19	3	5		151
Baie St Michel	1	11									12
Baie de chanteloube		4			7	58	1	3	25		98
Port Saint Pierre	20	7			1	23			3		54
Σ	70	25	6	0	9	148	20	12	33	0	323

Par rapport aux autres espèces, le goujon est particulièrement abondant en bordure, sur la station de Port Saint Pierre. En mai, de nombreux goujons étaient en banc à la queue d'une anse recouverte d'embâcles. Sur cette station, le chevesne est aussi bien représenté (en comparaison avec son abondance relative dans les autres stations).

L'abondance relative de la perche est particulièrement élevée sur la station de Savines. Il en est de même de l'abondance relative du toxostome à Chanteloube. Ces différences de distribution sont toutefois très difficiles à interpréter en regard des caractéristiques hydromorphologiques ou physico-chimiques des stations.

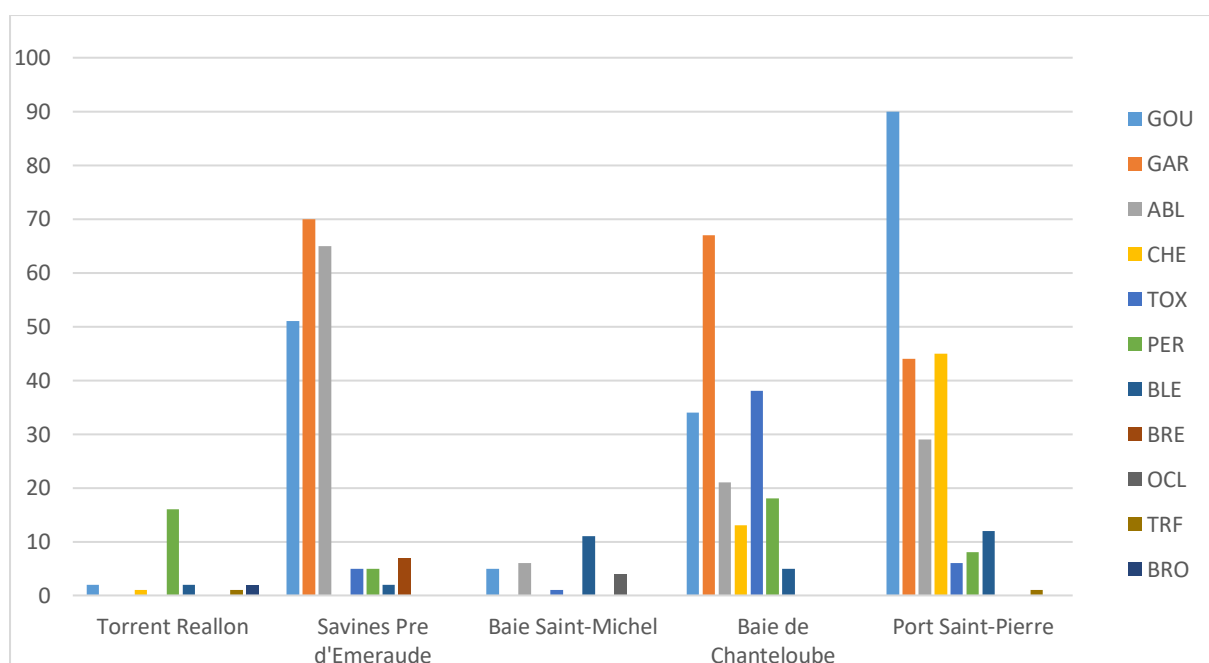


Figure 3.4. Répartition des espèces capturées par station

En septembre, alors que les captures ont été les plus abondantes, des individus 0+ juvéniles de l'année de plusieurs espèces ont été capturés. La capture de deux jeunes brochets (<10 mm) sur la station la plus en amont (torrent du Réallon) montre l'existence d'une reproduction naturelle de cette espèce dans la retenue. Ces résultats confortent ceux obtenus au cours de la thèse de Q. Salmon (2022) qui observait des juvéniles de brochet tous les ans dans les baies en aval du plan d'eau, vers le barrage.

3.4. En synthèse

Les variations fréquentes du niveau d'eau ainsi que l'absence d'herbier ou d'enrochement expliquent sans doute les faibles densités observées et les différences que l'on rencontre par rapport à un lac naturel.

Concernant les espèces, les points saillants sont :

- La présence d'une reproduction naturelle du brochet,
- la présence de jeunes toxostomes en zone de bordure qui montre que cette espèce qui se reproduit en rivière, trouve des conditions de vie favorable aux adultes dans la retenue.
- L'importance des embâcles qui favorisent la colonisation des zones littorales par diverses espèces, comme cela a été montrée sur la station de Port Saint Pierre (forte abondance de chevesne et goujon).
- La présence d'espèces exotique d'écrevisse dont l'impact sur le fonctionnement de l'écosystème n'est pas déterminé.

Dans nos pêches, la blennie fluvatile n'apparaît pas comme l'espèce dominante des zones de bordure ; sur l'ensemble des campagnes et des stations, la blennie (32 individus) n'arrive qu'en 7^{ème} position (sur 9), très loin derrière les jeunes gardons, ablettes, goujons, perches et toxostomes. Lors des échantillonnages de bordure par pêche électriques, nasse et suivie visuel dans le cadre du projet UROS (Salmon, 2022), la blennie arrive largement en tête des observations . . Ainsi, il est probable que nos résultats de captures ne reflètent pas totalement la réalité, du fait des biais d'échantillonnage (évitement des individus, cette espèce étant de petite taille).

Partie 4. Etude de l'ichtyofaune par hydroacoustique

5.1. Matériels et méthodes en hydroacoustique

L'hydroacoustique, méthode normalisée au niveau Européen (CEN, 2014), actualisée avec les travaux de Draštík *et al.*, (2017) a été mise en œuvre sur le lac de Serre-Ponçon deux années consécutives (2023 et 2024) afin d'aborder la question de la fluctuation parfois forte entre deux années (Gerdeaux, 1985). La période de référence est la fin de l'été, comme d'ailleurs les campagnes de pêches aux filets maillants normalisés CEN 14757 réalisé par l'Office Française pour la Biodiversité tous les 6 ans sur ce plan d'eau, toutefois pour appréhender l'aspect saisonnier, des prospections ont également été conduites en hiver. Les campagnes hydroacoustiques ont généralement lieu de nuit afin d'échantillonner les poissons lorsque la répartition de ceux-ci est la plus dispersée possible (Girard *et al.*, 2020). En raison de la complexité du site mais aussi pour répondre à d'autres questions scientifiques, les trajets ont également été réalisés de jour, dans les mêmes conditions. Toutefois les campagnes de jour n'ont pas été analysées en raison du faible nombre de bancs de poissons détectés. Ainsi les investigations se sont déroulées comme suit :

Tableau 4.1. Calendrier d'échantillonnage hydroacoustique

Dates	Heure de début	Heure de fin
20/02/2023	19h44	23h42
27-28/09/2023	20h28	1h46
14/03/2024	19h39	23h45
06-07/08/2024	21h58	1h54

L'hydroacoustique (méthode non destructive) permet d'obtenir une image quantitative du peuplement de poissons et d'informer de sa distribution spatiale, toutes espèces confondues, et de la répartition en classe de taille (Draštík *et al.*, 2017, Guillard 2016 ; Rudstam *et al.*, 2012).

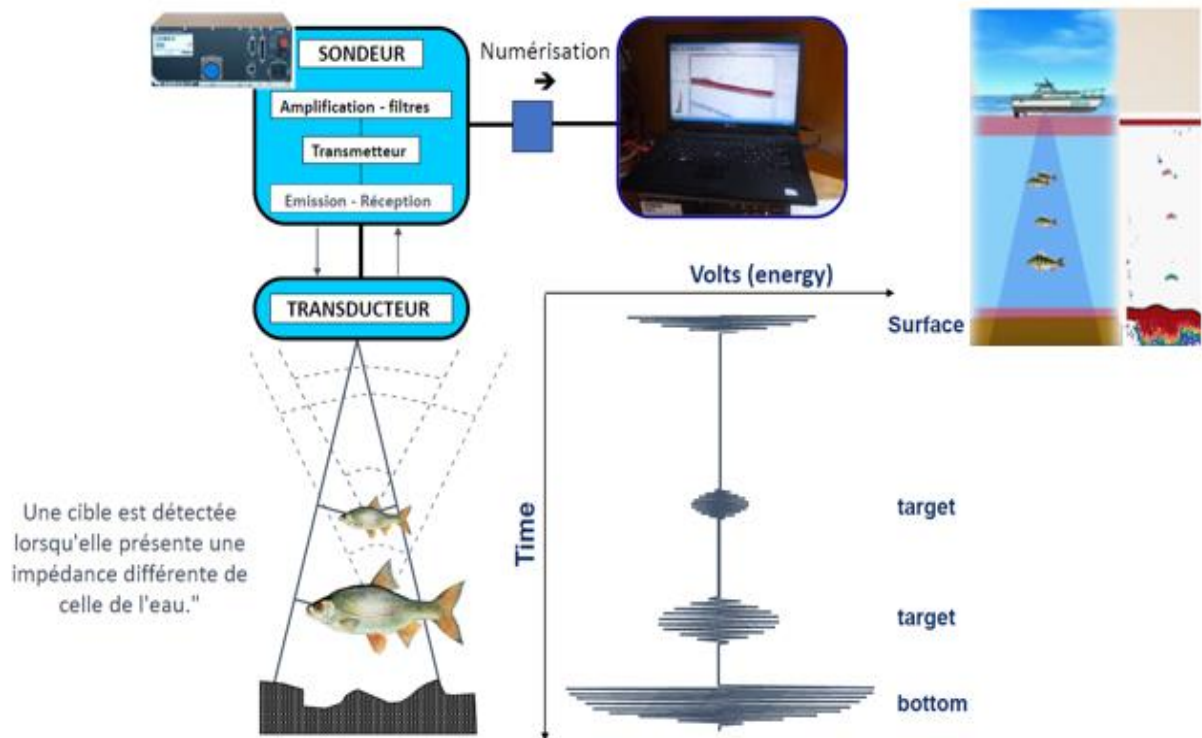


Figure 4.1. Illustration du fonctionnement de la méthode hydroacoustique.

Le protocole employé est le protocole standard conformément aux principes de normalisation européenne (CEN 2014) et américaine (Parker-Stetter *et al.*, 2009). L'échantillonnage est réalisé selon un parcours en zig-zag (Guillard et Verges 2007), effectué à environ 8 km.h⁻¹. Le matériel est constitué d'un sondeur SIMRAD EK80, fréquence 120 kHz, transducteur circulaire split-beam (faisceaux partagés) de 7° à -3 dB, fixé à environ 60 cm en dessous de la surface. La longueur d'impulsion du sondeur est fixée à 0,256 ms (Godlewska *et al.*, 2011). Un ordinateur gère et stocke les données qui sont géo-référencées à l'aide d'un GPS. Les échantillonnages acoustiques se composent de transects en zigzag. Les seuils d'acquisitions ont été fixés à -60 dB pour les SED (Single Echo Detection, les échos simples) (40 log R) et -66 dB pour les énergies (AmpSA) (20 log R) conformément aux recommandations des normes internationales (Parker-Stetter *et al.*, 2009; CEN 2014). Pour ce projet un transducteur horizontal a également été déployé pour s'assurer de l'absence de cibles à proximité de la surface (0-2m) qui ne serait pas vu par le transducteur vertical.

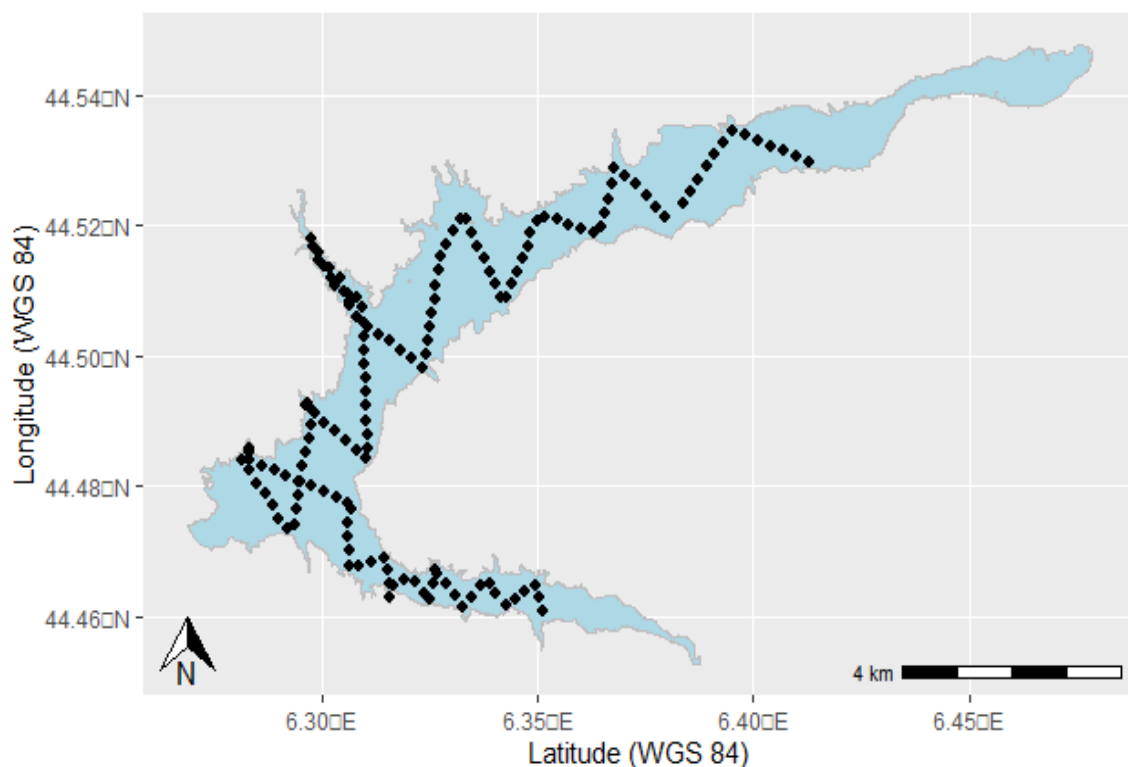


Figure 4.2. Visualisation du parcours hydroacoustique

Pour des raisons techniques, les zones littorales d’une profondeur inférieure à environ 3 m ne sont pas échantillonnées.

La forme particulière du trajet réalisée sur Serre-Ponçon (fig. 4.2) visait à i) insonifier les différentes baies faisant l’objet de suivis biologiques et physicochimiques et/ou inscrites dans le cadre du projet UROS (Salmon *et al.*, 2022) ; ii) réaliser un effort d’échantillonnage hydroacoustique conforme aux préconisations d’Emmrich *et al.* (2012), avec un degré de couverture d’au moins 3 et de préférence proche ou supérieur à 6. Dans le cadre de cette étude, le « *cover ratio* » était de 8.

5.1.1. Distribution des espèces piscicoles et structuration physico-chimique de la masse d’eau

Pour l’analyse des données, la masse d’eau est divisée en deux couches (surface–thermocline, thermocline–fond) en lien avec la distribution des espèces piscicoles dans la colonne d’eau et leur préférendum thermique (Mouget *et al.*, 2019). En effet, les cyprinidés, généralement classés parmi les espèces d’eau chaude, tendent à occuper la couche supérieure de la colonne d’eau ; en dessous de cette thermocline se trouvent les salmonidés, espèces typiques d’eaux froides, dont le préférendum thermique coïncide avec les températures plus basses et stables des couches profondes (Mehner *et al.*, 2010 ; Emmrich *et al.*, 2012). De plus, même si l’identification directe

des espèces par l'analyse du signal n'est pas possible, les différentes études réalisées sur les lacs péri-alpins (Annecy, Bourget, Léman), où l'hydroacoustique était couplée à des campagnes de pêche scientifique, montrent que les perches et les gardons représentent plus de 80 % de la biomasse dans la couche supérieure. La couche inférieure est, quant à elle, très majoritairement représentée par des corégones et des ombles (Frossard *et al.*, 2024 ; Jenny *et al.*, 2024).

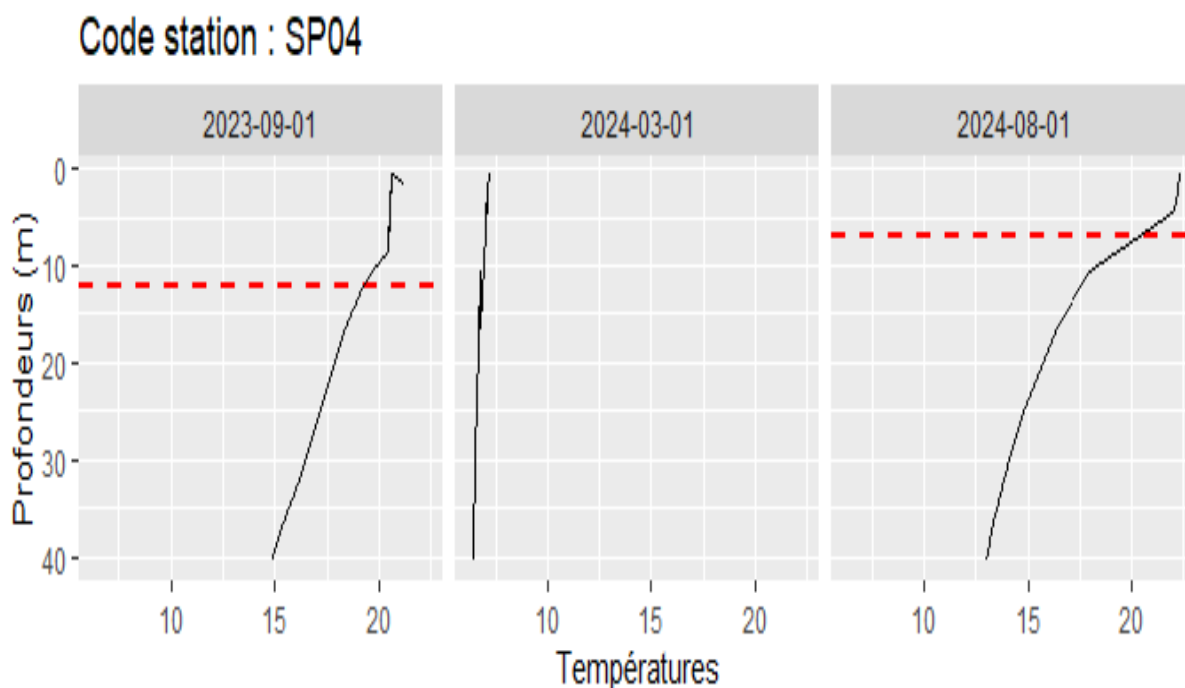


Figure 4.3. Profils thermique du lac de Serre-Ponçon durant les campagnes hydroacoustiques (source : RNT plans d'eau)

Ainsi, durant la période hivernale le lac présente une température homogène sur toute la colonne d'eau (ici 0-40m) alors qu'il est stratifié durant l'été (fig. 4.3). Cette dynamique est caractéristique des lacs monomictiques. Cette absence de stratification thermique durant l'hiver, induit une répartition non structurée des espèces piscicoles et une incapacité de dissocier les salmonidés, des cyprinidés par hydroacoustique. Les données seront donc traitées en une unité pour les campagnes hivernales. En revanche le lac présentait une thermocline marquée lors des campagnes estivales. Celle-ci était présente à 12 m en septembre 2023 et 7 m en août 2024. Les eaux de surfaces sont plus chaudes en 2024 par rapport à 2023 (2°C en moyenne). Ce rapport s'inverse à partir de 6,5 m. Ainsi le différentiel thermique est plus élevée en 2024 entre les couches.

Concernant l'oxygénation, la retenue de Serre-Ponçon bénéficie d'une eau bien oxygénée et plutôt bien saturée en oxygène toute l'année et sur toute la colonne d'eau (>8mg/L, non limitant pour l'ichtyofaune). Localement, le secteur de Chanteloube présente la particularité d'avoir une

teneur en oxygène supérieure à la moyenne des autres stations du fait d'un développement phytoplanctonique excessif (Salmon *et al.*, 2024).

Le lac de Serre-Ponçon est connu pour offrir de grandes variations du niveau d'eau en raison de son usage pour la production d'hydroélectricité. Ces forts marnages peuvent influencer la répartition spatiale horizontale et verticales des espèces piscicoles. Ainsi, nous avons observé ces variations 15 jours avant la réalisation des campagnes.

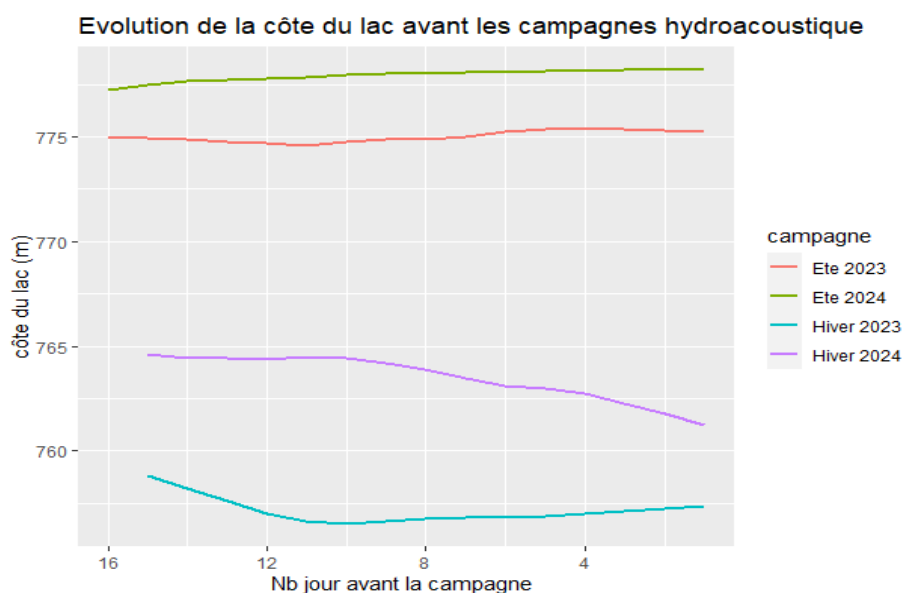


Figure 4.4. Evolution de la côte du lac 15 jours avant les investigations hydroacoustiques

En période estivale le niveau du lac est resté stable durant les 15 jours précédant les campagnes hydroacoustiques avec une côte supérieure de 3 m pour l'été 2024. En revanche, la dynamique hivernale des hauteurs d'eau diffère entre les 2 années. A l'hiver 2023, le niveau est resté stable 12 jours avant la campagne (757 m) alors qu'il était en diminution constante en mars 2024 à raison de 4m en 15 jours. Le delta de hauteur d'eau entre les 2 campagne hivernal était de 5m.

4.2. Traitement des données acoustiques

Les données acoustiques sont analysées avec le logiciel Sonar5-Pro (Balk and Lindem 2017). Les sondeurs de type split-beam permettent d'accéder à la position de chaque cible dans le cône acoustique et donc de calculer leur index de réflexion compensé (Target Strength : TS), exprimé en dB (Simmonds and MacLennan 2005). Cet index de réflexion, pour une espèce donnée, est proportionnel à la taille de chaque individu (Simmonds and MacLennan 2005). L'équation classique de Love (1971) permet d'approcher les répartitions en taille des poissons (Emmrich *et al.*, 2012).

Taille individuelle :

$$TL = 10 \frac{(TS + 0.9 \times \log(f) + 62)}{19.1}$$

f = fréquence utilisée

Les données sont analysées en mode « tracking » (Balk and Lindem 2017) qui permet d'associer plusieurs cibles individuelles définissant un même individu (Godlewska *et al.*, 2009) (2 cibles minimum pour les couches supérieures à la thermocline, 3 pour les couches inférieures). Cette approche permet de lisser la forte variabilité des réponses individuelles des valeurs de TS (Ona, 1990). Les séquences d'échointégration, l'unité élémentaire d'échantillonnage, correspondent à une distance d'environ 250 mètres, et permettent d'obtenir une valeur de la « densité moyenne acoustique », exprimée en S_A ($m^2 \cdot ha^{-1}$) (MacLennan *et al.*, 2002), proportionnelle à la quantité de poissons détectée dans le volume échantillonné : on considère cette valeur comme un estimateur de la densité de poissons (Simmonds and MacLennan 2005). C'est à partir de ces valeurs moyennes qu'on définit ensuite la densité de poissons ρ_a (nb. de poisson. ha^{-1}) basée sur la « Sv/TS scaling method » (Balk & Lindem 2017) à partir de l'équation de Forbes & Nakken (1972) :

$$\rho_a = \frac{S_A}{\sigma}$$

σ étant défini par $TS = 10 \log\left(\frac{\sigma}{4\pi}\right)$ (Diner and Marchand 1995).

Le poids moyen est estimé d'après la taille moyenne des cibles par couche, obtenue à partir des TS, puis converti en masse d'après la relation mathématique suivante généraliste de Minns C.K., (1995) :

$$Poids\ moyen\ (g) = \frac{Taille^3(mm)}{10^5}$$

Enfin, la biomasse piscicole ($kg \cdot ha^{-1}$) est obtenue par l'équation suivante :

$$Biomasse\ piscicole = densité\ (\rho_a) \times poids\ moyen$$

4.3. Résultats

La partie ci-dessous aborde la distribution, au sein de la colonne d'eau, des cibles détectées par hydroacoustique lors des campagnes hivernales et estivales. Lorsque le lac est stratifié, le

paramétrage du « *tracking* » est de 2:1 en couche supérieure et de 3:1 en couche inférieure. Ainsi, en couche profonde, un écho est validé comme cible s'il a été perçu pendant une durée d'au moins 3 « *pings* » consécutifs dans le cône acoustique. Le lac de Serre-Ponçon n'étant pas stratifié en hiver, l'analyse des données en mode « *tracking* » a été faite avec un « *gating rate* » de 2:1 sur l'ensemble du lac. Le « *tracking* » n'étant pas effectué sur la même base aux deux saisons, le nombre de cibles enregistrées durant la période hivernale ne peut pas être comparé directement au nombre de cibles détectées en période estivale.

Les résultats présentés dans ce rapport sont issus du traitement des séquences d'échointégration comme celle-ci-dessous :

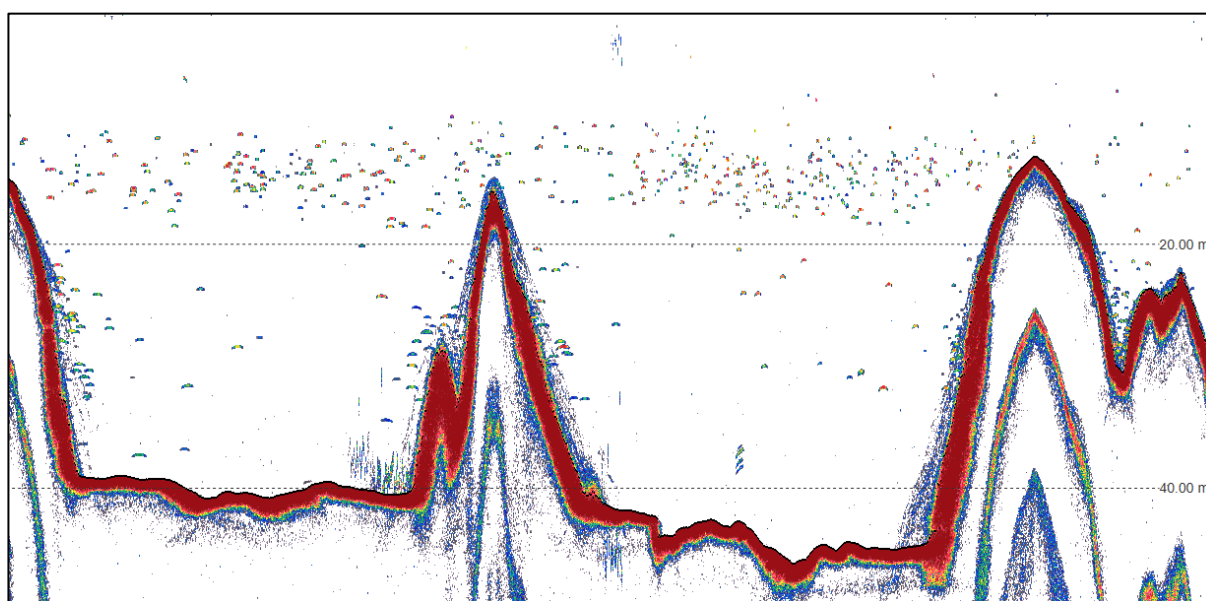


Figure 4.5. Echogramme sur le tronçon Ubaye lors de la campagne du 27-28 septembre 2023

4.3.1. Distribution verticale des cibles dans la colonne d'eau

4.3.1.1. Campagnes hivernales

L'analyse des données issues des campagnes hivernales montre un nombre plus important de cibles détectées durant l'hiver 2024, avec 2 580 cibles contre 1 312 en 2023. Les cibles se répartissent également plus en profondeur lors de la campagne hivernale de 2024, atteignant une profondeur de 40 m, contre seulement 25 m en 2023.

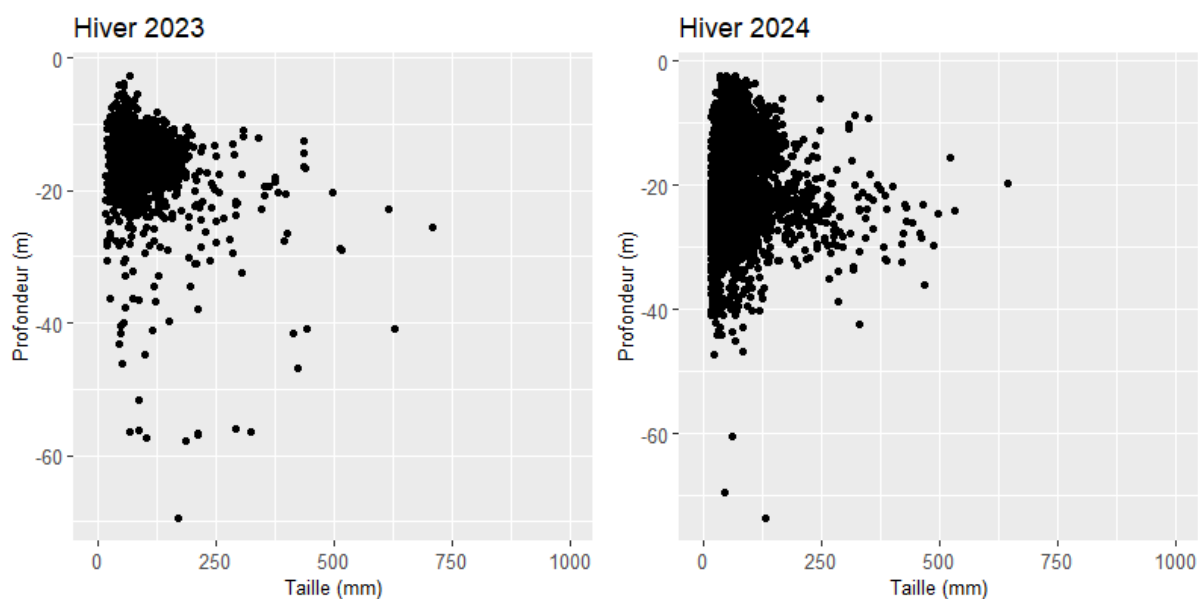


Figure 4.6. Distribution verticale des cibles pendant les campagnes hivernales 2023-2024

4.3.1.2. Campagnes estivales

En 2023, 396 cibles ont été « trackées » en couche supérieure, contre seulement 108 en 2024, soit 4 fois moins. En revanche, le nombre de cibles détectées en couche inférieure est sensiblement identique entre les deux années, avec 232 cibles en 2023 contre 195 en 2024.

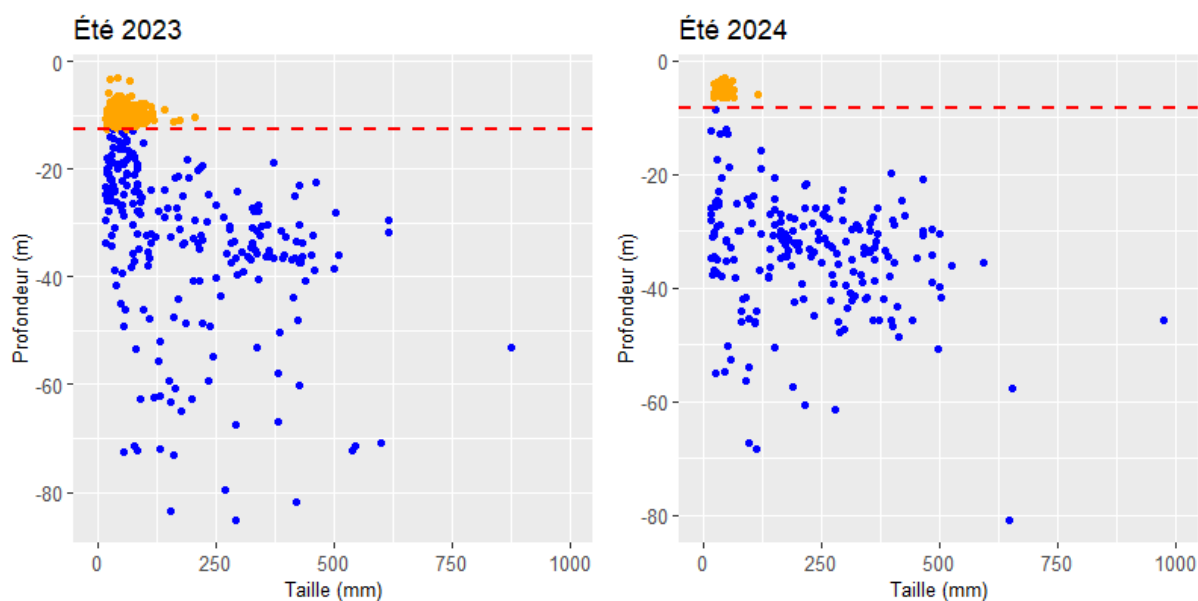


Figure 4.7. Distribution verticale des cibles pendant les campagnes estivales 2023-2024, la ligne en pointillé rouge désigne la thermocline

Entre les deux campagnes estivales, les conditions thermiques du lac diffèrent légèrement, influençant la répartition verticale des espèces selon leur préférendum thermique. Lors de la

campagne de 2023, la thermocline se situait à 12 m, contre 8 m en 2024. Cela détermine directement la profondeur de la couche supérieure colonisée par les cyprinidés.

Outre cet impact sur la couche supérieure, on observe une répartition différente des salmonidés entre les deux années d'échantillonnage. En 2023, la majorité des cibles de la couche inférieure (points bleus) se concentrait entre 12 m et 40 m, tandis qu'en 2024, cette concentration se situait entre 25 et 45 m. Par ailleurs, peu de cibles ont été perçues au-delà de 60 m en 2024. Les différences observées ne peuvent s'expliquer par le marnage qui est restés stables avant les deux campagnes estivales. Les eaux froides rencontrées plus haut dans la colonne d'eau, en 2024, pourraient être à l'origine de cette dynamique.

4.1.1. Classes de taille

En utilisant l'équation générale de Love (1971) il est possible de convertir l'énergie (-dB) renvoyé par une cible en une taille individuelle (mm).

Campagnes hivernales

L'analyse de la distribution en taille des individus lors des deux campagnes hivernales montre une similitude dans leur composition. La distribution est unimodale, avec une forte dominance d'individus de petite taille, dont le mode s'établi à 60 mm pour les deux hivers. La proportion d'individus de grande taille (>200 mm) est marginale dans ces deux distributions, représentant environ 5 % de la population.

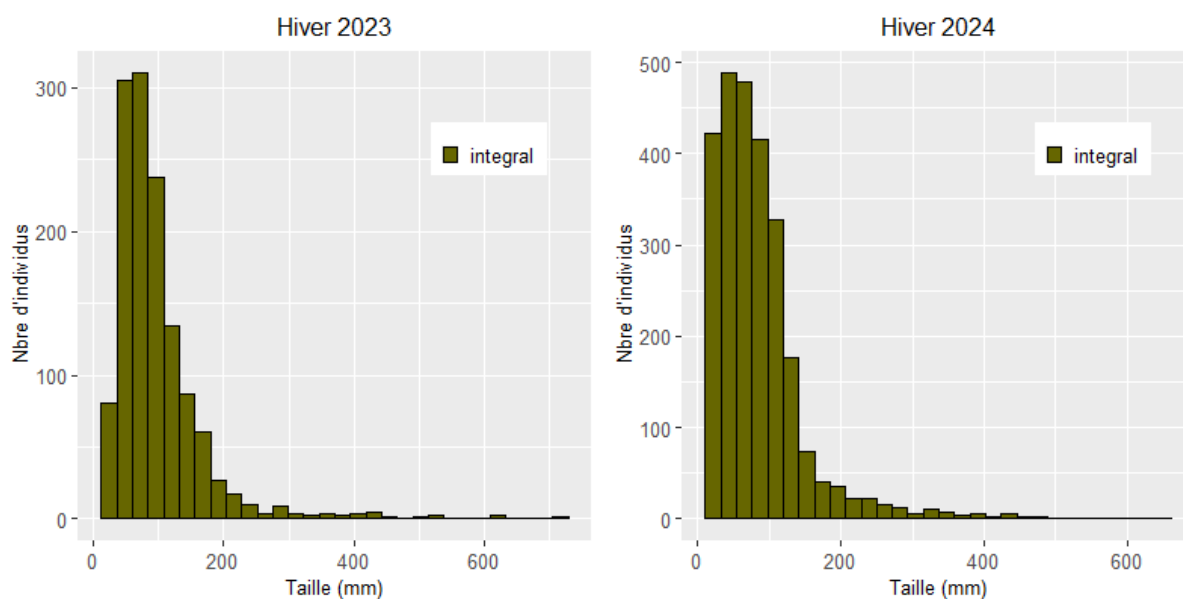


Figure 4.8. Distribution des tailles estimées par hydroacoustique lors des campagnes hivernales

Campagnes estivales

Les campagnes hydroacoustiques estivales révèlent une distribution unimodale en couche supérieure, avec un mode s'établissant à 50 mm en septembre 2023 et à 40 mm en août 2024. Le décalage d'un mois entre les deux campagnes pourrait expliquer cette légère différence de taille. Les distributions sont plus étalées en 2023 et s'étendent de 20 à 120 mm pour le mode principal contre 20 à 65 mm en 2024.

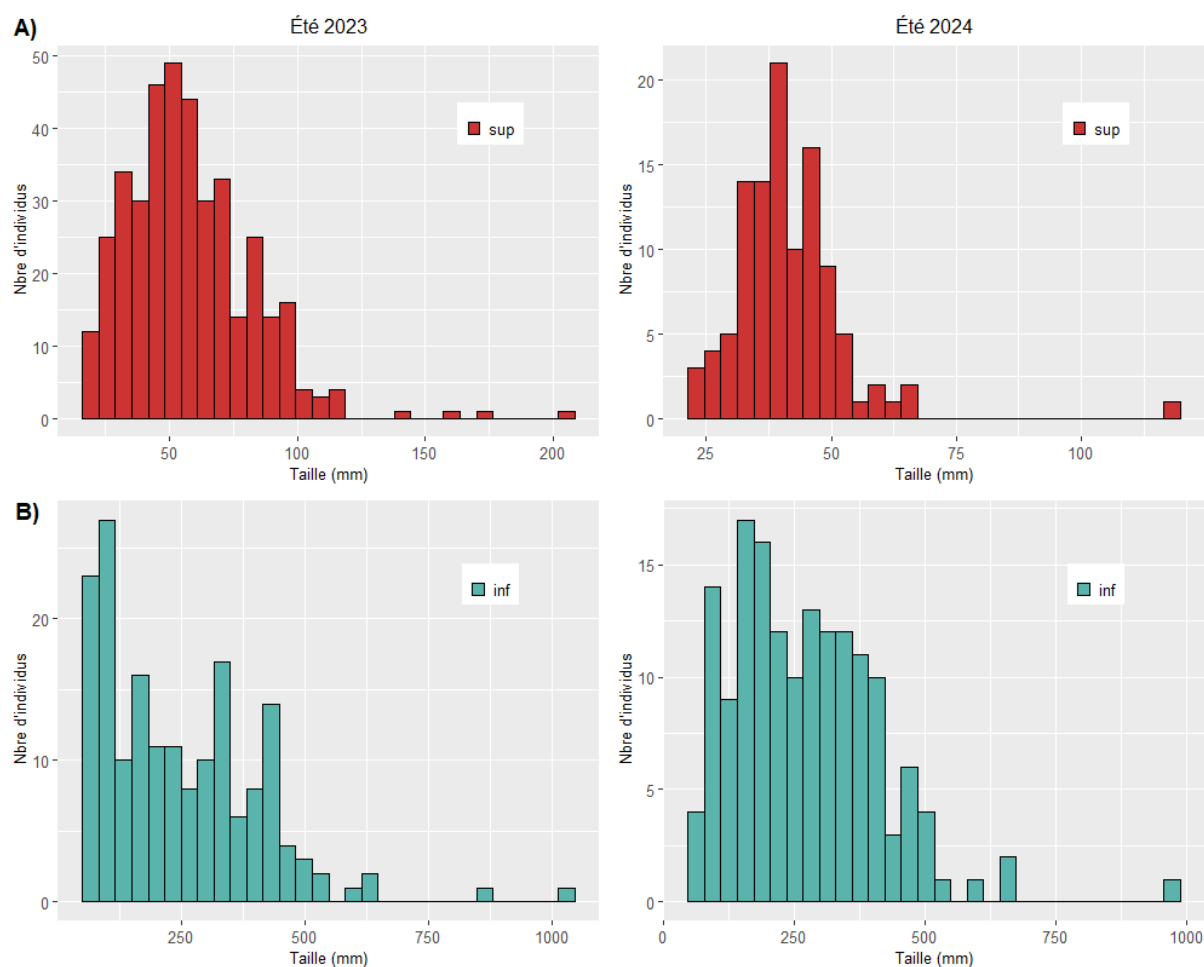


Figure 4.9. Distribution des tailles estimées par hydroacoustique lors des campagnes estivales. A) pour la couche supérieure, B) pour la couche inférieure

Concernant la couche inférieure, une bimodalité est observée lors des deux campagnes estivales. En 2023, le mode principal se situe à 120 mm et le mode secondaire à 380 mm. Sous réserve des données des campagnes de pêche scientifique, le premier mode pourrait correspondre aux individus 0+ de corégones, tandis que le second mode pourrait représenter les individus âgés de 2 à 4 ans, entrés dans la pêche. En 2024, le mode principal s'établit à 190 mm et le mode secondaire se situe à 320mm.

4.1.2. Répartition spatiale des densités piscicoles

Campagnes hivernales

Les campagnes hivernales révèlent un contraste dans la répartition spatiale des biomasses sur le lac (fig. 4.10.). Le secteur de l'Ubaye présente les plus fortes biomasses, avec des ESDU (Estimation Standardisée de la Densité Unitaire) ponctuellement supérieures à 100 kg.ha⁻¹. En 2023, des biomasses élevées (100 à 300 kg.ha⁻¹) ont été observées à proximité de la baie (BR3)

mais à l'extérieur de celle-ci. Sur le tronçon de l'Ubaye, les biomasses par ESDU varient de 1,4 à 322 kg.ha⁻¹ en 2023 et de 0 à 133 kg.ha⁻¹ en 2024.

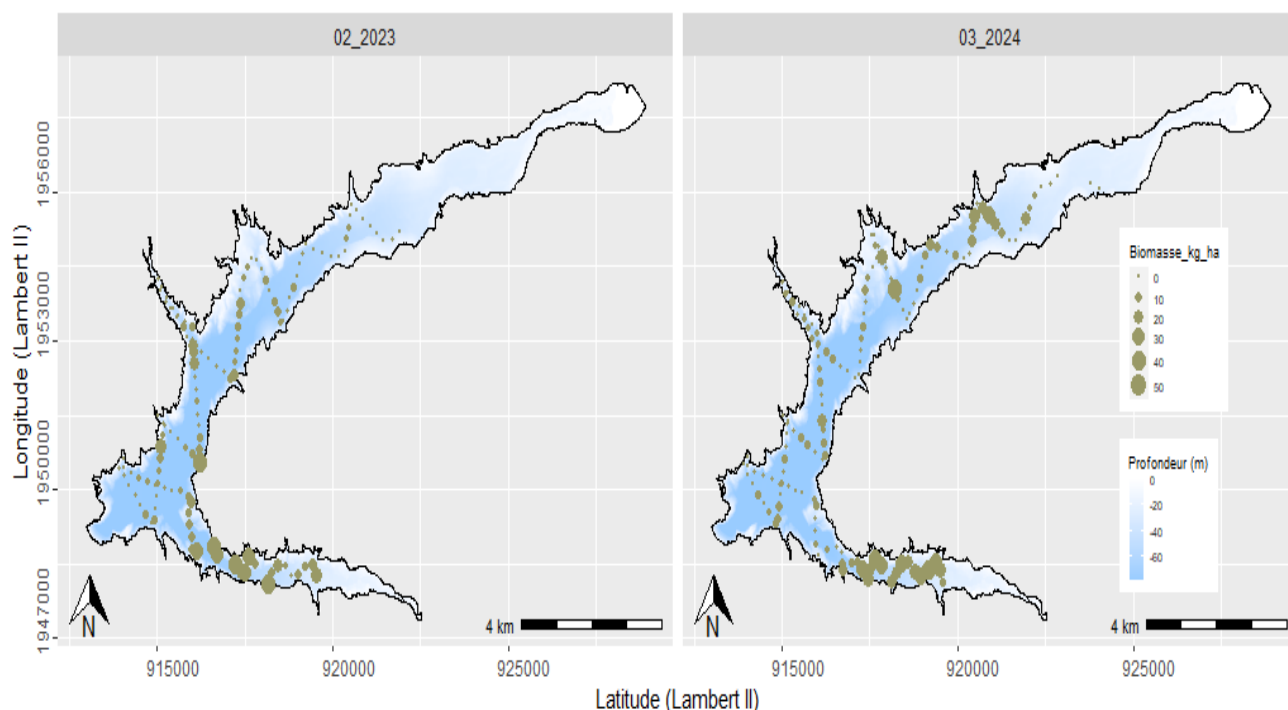


Figure 4.10. Distribution spatiale des biomasses estimées par hydroacoustique durant la saison hivernale

Sur la partie « Durance » du lac de Serre-Ponçon, la répartition des biomasses est hétérogène, avec des changements notables entre les deux années de prospections. En 2023, les densités piscicoles se concentrent sur la partie aval et médiane du lac (secteur le plus profond), tandis que les abondances sont faibles dans le secteur de Savines-le-Lac (amont de la retenue). Les biomasses par ESDU dans la partie « Durance » sont nettement inférieures à celles de l'Ubaye, s'échelonnant de 3,4 à 40,7 kg.ha⁻¹.

Lors de la campagne de mars 2024, la répartition des biomasses est globalement homogène dans la partie aval et médiane du secteur « Durance ». Alors qu'en 2023, peu de poissons avaient été détectés à proximité du pont de Savines (secteur amont), les données de 2024 montrent des valeurs plus élevées sur ce secteur. Les biomasses piscicoles dans le secteur « Durance » sont comprises entre 6,7 et 119 kg.ha⁻¹. Lors de cette campagne, les poissons ont tendance à se regrouper dans des zones où la profondeur d'eau n'excède pas 50 m.

Les biomasses estimées par hydroacoustique sur le lac de Serre-Ponçon, durant les 2 campagnes hivernales de 2023 et 2024, sont respectivement de 13,5 et 9,1 kg.ha⁻¹ (Tableau 4.2).

Durant ces campagnes de fortes biomasses sont localement enregistrées avec des maximum s'établissant à 322 et 133 kg.ha⁻¹.

Tableau 4.2. Biomasses piscicole estimées durant les campagnes hivernales (2023-2024)

Biomasses piscicole (kg.ha ⁻¹)		
Campagnes hivernales		
02/2023	Maximum	322
	Moyenne	13,5
	Minimum	0,00
03/2024	Maximum	133
	Moyenne	9,1
	Minimum	0,00

Campagnes estivales

La distribution spatiale des cibles en couche supérieure varie entre les deux campagnes estivales (fig. 4.11).

En 2023, les ESDU concentrant la majorité de la biomasse se situent dans le secteur central de l'Ubaye ainsi qu'au niveau de la baie de Chanteloub, avec des moyennes respectives de 2,5 kg.ha⁻¹ (max 5,5 kg.ha⁻¹) et 4,8 kg.ha⁻¹ (max 6,6 kg.ha⁻¹). Ces secteurs correspondent à des milieux dont la profondeur n'excède pas 50 m et dont la largeur est inférieure à 400 m. Plus généralement, les ESDU présentant les biomasses les plus élevées se localisent à proximité du rivage, suggérant une population piscicole en couche supérieure attachée au relief et non en zone pélagique.

Lors de la campagne de 2024, les observations diffèrent : l'Ubaye est délaissée au profit de la partie amont-médiane du lac (3 kg.ha⁻¹), et, dans une moindre mesure, des zones proches du barrage (2 kg.ha⁻¹). Le secteur amont-médian présente une répartition homogène des biomasses par ESDU. En couche supérieure, les poissons se trouvent aussi bien en zone littorale qu'en zone pélagique.

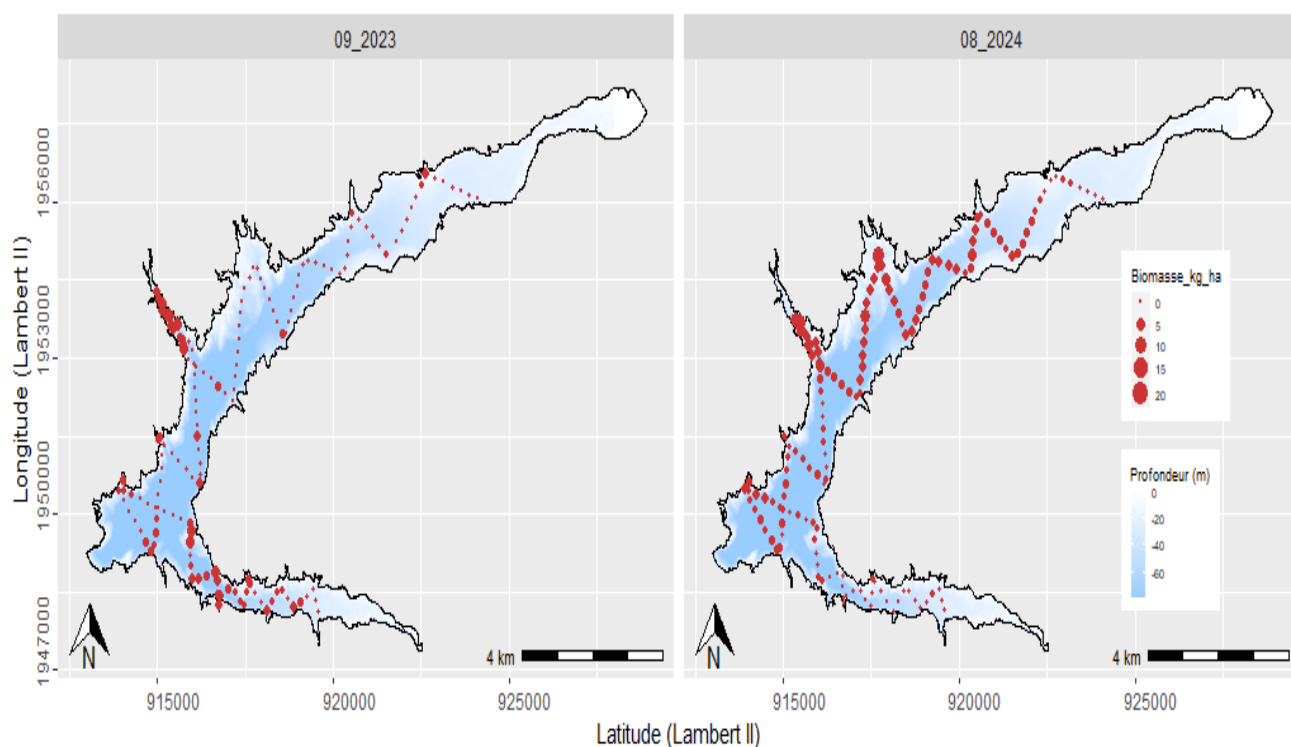


Figure 4. 11. Distribution spatiale des biomasses, en couche supérieure, estimées par hydroacoustique durant la saison estivale

En couche inférieure, la répartition spatiale des biomasses est similaire dans le secteur de l'Ubaye entre les deux campagnes, avec une biomasse moyenne de $3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ en 2023 et de $3,4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ en 2024. La majorité de la biomasse se concentre dans la partie « lac », avec une évolution de la répartition spatiale entre les deux années. Durant la campagne estivale de 2023, les plus fortes concentrations se trouvent dans la partie sud-est, là où la profondeur est maximale. L'année suivante, en 2024, la biomasse piscicole semble se concentrer principalement dans la partie centrale du lac (entre la Chapelle Saint-Michel et le torrent de la Chauchière).

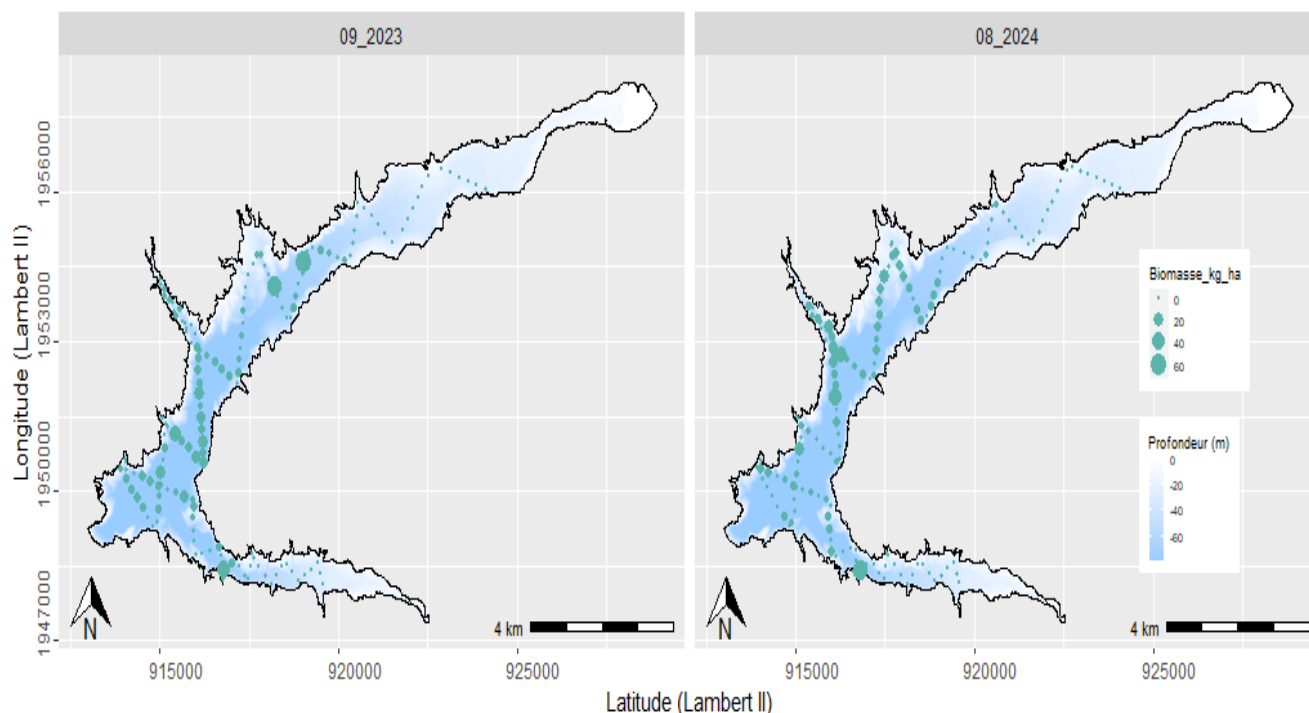


Figure 4.12. Distribution spatiale des biomasses, en couche inférieure, estimées par hydroacoustique durant la saison estivale

Les biomasses estimées sur le lac de Serre-Ponçon lors des deux campagnes estivales de 2023 et 2024 sont respectivement de 1,29 et 2,23 kg.ha⁻¹ en couche supérieure. Pour rappel, la couche supérieure est majoritairement représentée par les perches et les gardons. En couche inférieure, les biomasses moyennes en salmonidés sont de 5,15 kg.ha⁻¹ (2023) et 4,52 kg.ha⁻¹ (2024).

Tableau 4.3. Biomasses piscicole estimées durant les campagnes estivales (2023-2024)

Biomasses piscicole (kg.ha ⁻¹)			
Campagnes estivales		2,0 m – 11 m	11 m – fond
09/2023	Maximum	6,61	78,4
	Moyenne	1,29	5,15
	Minimum	0,00	0,00
		2,0 m – 8 m	8 m – fond
08/2024	Maximum	10	48,4
	Moyenne	2,23	4,52
	Minimum	0,02	0.00

4.1.3. Distance des cibles par rapport au barrage

Les données de « tracking » mobiles permettent de connaître la position (X, Y) de chaque poisson lors des campagnes. Ainsi à partir de ces données la distance de chaque cible par rapport au barrage a été calculée.

Secteur Durance

L'analyse statistique (Kruskal-Wallis) montre des différences significatives dans la position des poissons par rapport au barrage. Les poissons échantillonnés en 2024 sont systématiquement positionnés plus loin du barrage, à l'exception de ceux présent dans la couche supérieure.

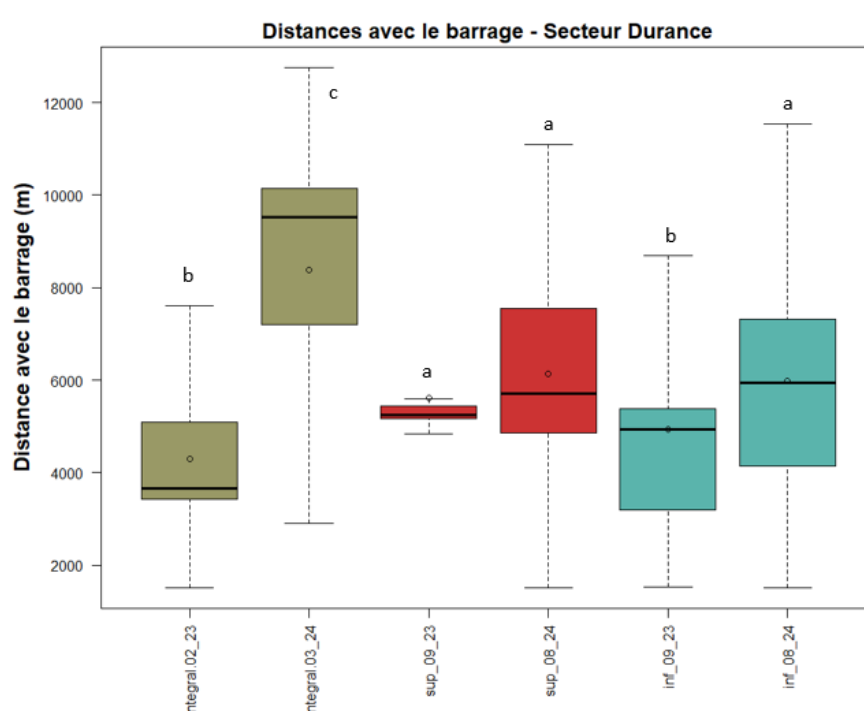


Figure 4.13. Boxplot de la distance des poissons par rapport au barrage (secteur Durance) obtenue à l'aide de relevés hydroacoustique. Médiane = ligne horizontale en gras, cercle noir = valeur moyenne. Les résultats du test de Kruskal-Wallis sont donnés (les variables qui ne partagent pas la même lettre sont significativement différentes)

Les campagnes hivernales révèlent une grande différence de distance des poissons par rapport au barrage avec une moyenne respective de 4303 m et 8387 m. L'étendue de cette distribution le long du gradient longitudinal est relativement similaire, entre les campagnes, à l'exception des poissons observés dans la couche inférieure lors de la campagne de septembre 2023. Cette forte concentration correspond à la biomasse observée dans la baie de Chanteloube. En période estivale la distance moyenne des poissons le long du gradient longitudinal (toutes couches confondues) se situe à 5667 m du barrage.

Lorsque l'on traduit cette distribution longitudinale en distribution spatiale, les poissons se concentrent entre la baie de Chanteloube et la baie Saint Michel. En raison de leur configuration ces baies pourraient jouer le rôle de « cours d'eau » et ainsi offrir des conditions favorables. Dans la littérature il est évoqué que la distribution spatiale de la communauté de poissons est structurée selon des gradients longitudinaux et verticaux. Dans la majorité des réservoirs, l'abondance et la biomasse des poissons diminuent de l'affluent principal vers le barrage (Brosse *et al.*, 1999a ; Swierzowski *et al.*, 2000 ; Vasek *et al.*, 2003, 2004, 2006 ; Prchalová *et al.*, 2008, Goulon *et al.*, 2018) en raison de l'origine fluviale de la faune piscicole et d'un gradient de productivité (Vasek *et al.*, 2006).

Secteur Ubaye

Comme pour le secteur Durance, les poissons se trouvent à une distance plus importante du barrage durant les campagnes 2024, excepté ceux situés dans la couche inférieure lors des échantillonnages estivaux.

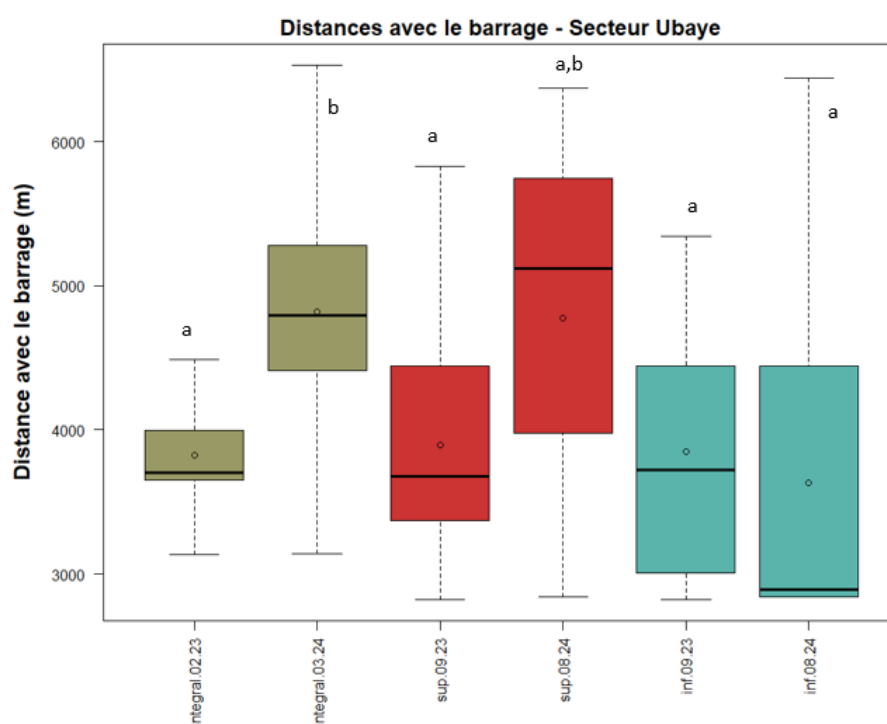


Figure 4.14. Boxplot de la distance des poissons par rapport au barrage (secteur Durance) obtenue à l'aide de relevées hydroacoustique. Médiane = ligne horizontale en gras, cercle noir = valeur moyenne. Les résultats du test de Kruskal-Wallis sont données (les variables qui ne partagent pas la même lettre sont significativement différentes)

Durant la campagne estivale de 2023, il n'y a pas de différence significative entre les distances observées par les poissons présents dans la couche supérieure et inférieure. En revanche cette différence est présente à l'été 2024. Les poissons de la couche inférieure se situent loin du barrage (médiane : 5121 m) alors que ceux de la couche inférieure sont relativement proche (médiane : 2895 m).

4.4. Conclusion de chapitre

Cette étude hydroacoustique menée sur deux années consécutives au lac de Serre-Ponçon a permis d'établir un profil saisonnier de la distribution, des classes de taille des populations et des biomasses piscicoles. Grâce à une méthode non destructive, des données ont pu être collectées offrant ainsi un aperçu quantitatif et spatial détaillé du peuplement piscicole de ce lac.

L'analyse révèle des variations interannuelles et saisonnières dans la répartition spatiale des biomasses. Durant la période hivernale, l'Ubaye a concentré les plus fortes biomasses, alors que leur répartition estivale était plus hétérogène. En septembre 2023, les biomasses piscicoles en couche supérieure se concentrent sur des secteurs peu profonds avec un relief marqué (Ubaye et baie de Chanteloube). Durant la campagne estivale de 2024 les observations diffèrent avec une population piscicole distribuée sur la partie amont-médiane du lac aussi bien en pélagique qu'en littorale. Les corégones, majoritairement représenté dans la couche inférieure, semblent délaisser le tronçon Ubaye de lac au profit du secteur principal, secteur « Durance ».

Concernant la répartition verticale, il est difficile d'observer un effet de saisonnalité en raison de protocoles d'analyse différents selon la présence ou non de la thermocline.

Les classes de taille, dominées par de petits individus durant les campagnes hivernales, présentent une structure unimodale en couche supérieure en été, et une structure bimodale en couche inférieure. La population de corégone, majoritaire dans la couche inférieure, présente une bonne structuration en taille avec un proportion non négligeable d'individus ayant des tailles supérieures à la taille minimale de captures (mode 320 en 2023 et 390 mm en 2024).

Les biomasses cumulées (couches sup + inf) enregistrées durant les campagnes estivales sont similaires ($6,5 \text{ kg.ha}^{-1}$) avec toutefois quelques variations par couches. A titre de comparaison avec le lac d'Annecy, que l'on peut caractériser comme un lac péri-alpin avec une bonne production piscicole, le lac de Serre-Ponçon offre des biomasses en couche supérieure 4 fois inférieures à celle d'Annecy et 10 fois inférieure pour la couche inférieure. Les densités observées dans le lac de Serre-Ponçon sont basses.

Partie 5. Discussion

L'évolution de la qualité de l'eau dans un réservoir et l'introduction de nouvelles espèces ont, en général, plusieurs conséquences (Welcomme, 1986), Adams, 1994) ; la retenue de Serre-Ponçon n'échappe pas à la règle.

La Compétition avec les espèces introduites.

Leger (1935), avant la mise en eau puis le CTGREF, Champeau *et al.*, 1980, Chappaz *et al.* (1999) ont compilés la liste des espèces, ils ont décrit l'écologie de certaines espèces. En 1978, 18 années après la mise en eau du réservoir, le toxostome, la truite et le chevaine, étaient représentés sur l'ensemble du lac par des individus adultes, les juvéniles étaient peu nombreux. La perche, qui fait très tôt l'objet d'introductions "sauvages" est présente dans la retenue comme l'attestent les pêches aux filets de 1965-1969 et le contrôle des paniers : des pêches de destructions seront réalisées dans le mi-temps des années 1960, pour favoriser la truite ; la retenue est alors encore classée en première catégorie piscicole jusqu'au pont de Savines le lac.

Dès 1995, on note le fort développement du gardon et de l'ablette, introduites par les pêcheurs, deux espèces planctonophages pendant leurs premiers stades de vie. La population de perche décroît (compétition avec le gardon et l'ablette, pêches intensives ou pêches de destructions?). Les changements dans la représentation de l'abondance des espèces piscicoles dans les retenues et barrage sont souvent mentionnées dans la littérature (Hrbràcek (1957), Holcik (1967), Wilson (1971), Holcik (1976), Hartmann & Nüman, (1977), Champeau *et al.*, (1977), Dauba (1981), Lejolivet (1988), Brun *et al.*, (1990), Kubecka & Bohm (1991), Pivnicka (1992), Holcik, (1992), Richeux *et al.* (1994), Ferroni *et al.*, (1996). Mais, dans la retenue de Serre-Ponçon, l'importance du marnage a pour conséquences une stérilisation des zones de bordure avec absence d'herbiers et une faible densité des peuplements benthiques (Nino, 1982). En conséquence la faible richesse trophique et le peu de site de ponte affectent le développement du goujon (Mann, 1980 ; Lobon Cervia & Torres, 1983 ; Chappaz *et al.*, 1988) et de la perche (Persson, 1983 ; Chappaz *et al.*, 1989). De nombreux auteurs (Stenson, 1979 ; Eie & Borgstrom, 1981 ; Brun *et al.*, 1990 ; Persson & Greenberg, 1990) montrent que le recouvrement de niches alimentaires entre ablettes, gardons et perches entraîne une compétition sur la ressource planctonique ; Holcik (1977) mentionne une prédation par le gardon des œufs de perches. Dans le rapport 2007, nous écrivions "la croissance de la population d'ablettes est vraisemblablement une des raisons qui détermine une baisse de la

population de perche”. Les résultats obtenus depuis 2011 semblent montrer que la compétition interspécifique est à l’avantage de la perche dont les effectifs sont en constante progression. La reprise des alevinages en perches, à partir de 1984, puis de façon plus massive à partir de 1987-2001, peut aussi justifier l’important développement actuel de l’espèce dans la retenue. De nombreux auteurs aussi (Moreau & Legendre, 1979, Cook & Bergersen, 1988) indiquent que la transparence de l’eau sélectionne le type d’habitat pour l’espèce.

Toutes les espèces alevinées ne réussissent pas aussi bien que la perche. Les truites font également l’objet de captures importantes par les “pêcheurs aux engins” ; c’est une espèce particulièrement recherchée. Alevinée, elle est pourtant peu présente lors des pêches aux filets maillants et à l’électricité. Une situation analogue se rencontre pour le corégone et l’omble chevalier. Espèces particulièrement recherchées par les pêcheurs aux engins après l’ouverture, il est conseillé de maintenir leurs alevinages dans la retenue. Ici réside l’intérêt d’associer les résultats des pêcheurs aux engins avec les pêches scientifiques.

Modifications de l’environnement lacustre

Les études réalisées dans de nombreux lacs indiquent que l’abondance des perches et des gardons change en relation avec la productivité des lacs (Hartmann & Nüman, 1977 ; Hartmann, 1978 ; Bregazzi & Kennedy, 1982 ; Lessmark (1983); Giussani & Ruffoni, 1985; Carpenter et al, 1987; Persson, 1988; Northcote, 1988 ; Holopainen et al, 1992; Helminen & Sarvala, 1996; Shuter & Ing, 1996). La forte représentation de la perche, prédateur visuel, atteste de la bonne transparence des eaux, transparence confirmée par les valeurs obtenues avec le disque de Secchi (V^{ème} étude).

En milieux lacustres, l’augmentation de la productivité se traduit par une augmentation globale de la biomasse de poisson. Bien que les données physico-chimiques aient peu variés, il semblerait que la densité de poisson augmente En ce qui concerne le compartiment « poisson », Avec l’étude hydroacoustique, si l’on compare les densités de poissons estimées dans la retenue de Serre-Ponçon cette année à celles données par P-J Laurent en 1979 lors de la première campagne d’échosondage de la retenue en juin (7,47 à 7,97 kg.ha-1), il semblerait que les valeurs soient du même ordre de grandeur. Cette productivité est beaucoup plus faible que celle observée sur un lac naturel de même surface, le lac d’Annecy. Laurent, (1979) mentionnait déjà « ... que le barrage de Serre-Ponçon n’est pas très riche et que son exploitation au filet, si elle s’avérait nécessaire devrait être contrôlée de très près par l’administration ». Néanmoins, il semblerait que les densités

obtenues lors des pêches aux filets maillants soient légèrement supérieures ces dernières années en comparaison avec les densités de 2007 ; cela se traduit par une diminution de la valeur de l'indice IIR qui reste très bon malgré cela.

Changement dans la relation prédateurs- proies

Les effets retours résultants de la prédation du zooplancton par la taille (les grands individus sont plus facilement consommés) peut avoir des conséquences sur le processus d'eutrophisation. Gophen & Threlkeld (1989), Viljverberg & Koelewijn (1991), Politou *et al.* (1993), observent que les populations de *D. brachyurum* sont soumises à une forte prédation par les planctonophages. En 1996, à Serre-Ponçon il apparaissait que la taille limite de prédation pour les Cladocères est d'environ 5mm (Chappaz *et al.*, 1999), il est communément admis (Northcote, 1988) que la taille des proies est un facteur déterminant à la capture. En 1996, les grandes *Daphnia* et *Bosmina* étaient consommées par l'ablette mais *D. brachyurum* est une proie peu recherchée. Il existait deux hypothèses expliquant cette structure du peuplement zooplanctonique : premièrement, Chappaz *et al.* (1998) montrent que dans le lac de Serre-Ponçon la situation apparaît identique à celle rencontrée dans le lac oligotrophe de Sainte Croix dans lequel Pont & Amrani, (1990) considèrent que la prédation par l'ablette de *D. longispina* favorise le développement des populations de *D. brachyurum*. La deuxième hypothèse, repose sur le développement d'espèces phytoplanctoniques toxiques qui limite les Crustacés Cladocères. Ce qui ne semble pas le cas actuellement sur Serre-Ponçon.

En accord avec Northcote (1988), les changements observés dans la représentation des espèces de poissons à Serre-Ponçon, sont liés à la compétition entre espèces et non pas une conséquence d'une évolution du statut trophique de la retenue qui présente peu de variations depuis les dernières études.

Dans cette étude, une attention particulière a été portée aux pêcheurs dans la mesure ou « prédateurs de prédateurs », il est important d'analyser leurs pratiques et l'impact de leurs prélèvements. La démarche est également engagée sur les lacs alpins par l'équipe d'hydrobiologie lacustre de Thonon, première équipe à avoir travaillé sur la retenue de Serre-Ponçon !

En revanche, si les scientifiques font le premier pas dans un rapprochement avec une communication objective des résultats scientifiques, il faut que les pêcheurs prennent conscience aussi « d'un manque d'autoréflexion critique », « d'un manque de valeurs partagées et la domination de perceptions stéréotypées » (Arlinghaus *et al.*, 2005). Hitier (2016) puis Rouillet

(2022) ont largement illustré les défauts des mécanismes de stockage de l'information par la mémoire ; ils mentionnent même le fameux « syndrome du pêcheur marseillais », les poissons étaient plus grands avant ! Pourtant, F. Roman (2003), élu de la pêche dans les Alpes de Hte Provence et Professeur en Neurosciences mentionne dans son ouvrage, « Apprentissages, Mémoires et Amnésies », que la capture d'une belle prise développe une forte émotion, un bien être qui permet de conserver une mémoire fine de l'environnement au moment de la pêche.

Pour citer Picon (1991), Elmer *et al.*, (2017) nous pourrions rajouter que la nécessité d'adopter des approches de gestion fondées sur des preuves, l'obtention et l'utilisation de données sur l'effort dans la gestion, « la caractérisation des espèces prélevées, leur quantité et leur destination présenterait un réel intérêt économique et écologique ». Les pêcheurs sont des acteurs de la science, ils partagent jusqu'à un certain point, connaissances et savoirs faire, avec des experts universitaires. Boure et Lefebvre (2015) utilisent même le terme « hybridation des connaissances entre « science amateur » et « science professionnelle ». Sur la retenue de Serre-Ponçon ces conseils de gestion peuvent être appliqués car les pêcheurs ont une bonne perception de l'évolution des peuplements et des espèces. Aujourd'hui, le recrutement de chargés de missions scientifiques, par les Fédérations de Pêche est garant du développement de ce lien pêcheurs-gestionnaires-scientifiques.

Par ailleurs, Hind (2015) dresse une synthèse de nombreux articles qui mesurent les savoirs locaux des pêcheurs et les relations entre ces savoirs et les connaissances académiques lorsqu'elles existent. Il observe plusieurs périodes depuis le début du vingtième siècle jusqu'à la période actuelle qui est marquée par une évolution et un rapprochement des connaissances empiriques et des savoirs scientifiques pour une meilleure gestion des milieux et des espèces : aujourd'hui les publications se font dans des revues d'écologie. Beaucoup de ces études concernent le milieu marin et la pêche professionnelle pour la gestion des stocks. Parmi les articles analysés par Hind, un seul article s'intéresse à la Pêche de loisir, il concerne les écosystèmes côtiers (Beaudreau et Levins, 2014). Lloret et Font 2013, s'intéressent à une comparaison entre la pêche artisanale et la pêche de loisir, en écosystème côtiers également. Barthelemy, 2005, Kerouaz, 2021 s'intéressent à la Pêche récréative sur les aloses, *Alosa sp.* Mais les données de pêches récréatives, même si elles contribuent à l'industrie du tourisme (Beall, 1960, Winfield & Durin, 2004, Toivonen *et al.*, 2004), ne sont pas prises en compte dans l'évaluation des stocks exploités commercialement (Griffiths & Fay 2015). Dans la gestion des milieux, on peut aussi souligner les effets des alevinages réalisés pour la pêche de loisirs (Cucherousset *et al.*, 2020) bien que pas toujours avéré en lacs (Daupagne

et al., 2021) et la prise en compte des interactions entre espèces et la qualité de l'eau (Marin *et al.*, 2023).

Certains pêcheurs ne sont-ils pas des “experts” du milieu qu’ils fréquentent (Charrier, 2015) ? Un gestionnaire peut-il utiliser des “savoirs locaux”, des connaissances dynamiques ? Certains pêcheurs passent plusieurs heures, parfois à la recherche d’espèces différentes, ils ont développé un savoir-faire mais aussi une connaissance spatiale de la retenue. Dans la mesure où, une grande partie d’entre-eux renouvelle sa licence pendant plusieurs années, ils ont aussi une mémoire historique et parfois une mémoire photographique. Partir pêcher est un processus construit, il faut avoir envie d’exercer une technique, d’attraper un poisson. Pour Hunt *et al.*, (2013), le pêcheur est un “stakeholder” (partie prenante), il participe aujourd’hui à l’élaboration de règles de gestion qui affectent la diversité. Aujourd’hui, par l’intermédiaire des réseaux associatifs, les pêcheurs partagent l’information car depuis le XIXème siècle la pêche est devenue un enjeu et un facteur de cohésion sociale (Ginelli, 2017).

Il s’agit pour nous de faire, à posteriori, un retour d’information aux pêcheurs pour entretenir le soin porté aux carnets de pêche, cette participation à un travail collectif, sur l’environnement présent et futur, pour une gestion halieutique raisonnée de la retenue. Le « manque de liens institutionnels coopératifs » comme le manque « de communication objective des résultats scientifiques » font partie des obstacles humains pour réconcilier utilisation et conservation des ressources de pêche récréatives (Arlinghaus *et al.*, 2005). En effet, les pêches aux filets maillants généralement utilisées pour la gestion des lacs et retenues, sont sélectives et passives, c’est le poisson qui se capture lors de son déplacement. Les carnassiers y sont peu représentés. Ici, l’analyse des carnets remplis par les pêcheurs nous apportent des informations importantes sur les espèces carnassières du haut de la chaîne alimentaire qui font l’objet d’une recherche spécifique par les pêcheurs. Il s’agit d’une pêche active car même si le pêcheur pratique depuis un poste fixe, c’est le bateau qui déplace la ou les cannes pour chercher le poisson dans les zones de chasse (Roux 2007).

Cette étude permet de confronter deux jeux de données avec quelques réflexions co-portées par les pêcheurs. La pêche ne se “limite pas à l’acte de pêcher, elle s’entoure d’un ensemble d’activités qui peuvent demander beaucoup de temps et d’énergie” (Roux, 2007) : préparer et entretenir le bateau, monter ses lignes, acheter, réparer, préparer son matériels et ses appâts.

La pêche est générateur d'un immense bien-être social dans le monde développé : Cowx *et al.* 2010 concluent que la réconciliation des pêches récréatives et des perspectives modernes de conservation est à la fois possible et souhaitable, car de nombreux problèmes de conservation profitent également à la qualité des résultats des pêches : « L'adhésion des pêcheurs à la conservation est probable si (1) les échelles de gestion sont petites, (2) les menaces à la conservation proviennent de l'extérieur des secteurs de la pêche et (3) la conscience écologique du problème de conservation est élevée ». Si ces aspects ne sont pas présents, la conciliation des objectifs de la pêche récréative et de la conservation de la nature est moins probable, mettant en danger à la fois la biodiversité aquatique et l'avenir de la pêche à la ligne.

Pour résoudre ces problèmes, il est nécessaire d'appliquer la législation et de maintenir la communication avec les communautés de pêcheurs à la ligne, ainsi que de développer des politiques de gestion intégrée. Les savoirs et savoirs faire traditionnels locaux (Roue, 2012) sont tout à fait légitimes ; ils constituent un champ de recherche qui doit être davantage étudié (Barthelemy, 1995), d'autant plus que les plus jeunes générations de pêcheurs ont parfaitement intégrées les problèmes écologiques (Charrier, 2015).

Perspectives relatives à la 5^{ème} étude hydrobiologique

D'après les précédents rapports et les résultats 2023 (V^{ème} rapport hydrobiologique), le niveau trophique de la retenue est relativement stable et la mesure des autres paramètres, bien que d'interprétation délicate par manque de référence, ne semble pas montrer de dysfonctionnement majeur. L'état trophique de la retenue est toujours bon bien que quelques signes de vieillissement semblent apparaître. Le soutirage par le fond de la retenue de Serre-Ponçon limite l'enrichissement progressif que l'on peut observer dans les lacs naturels. Ce mouvement lié au turbinage a également pour conséquences que l'on ne note pas de période d'anoxie dans les zones profondes en fin de saison estivale comme on peut le mesurer sur nombre de lacs naturels. En revanche, le fait que la retenue présente aujourd'hui une stratification estivale marquée est un indicateur de changement de la thermie.

D'un point de vue hydromorphologique, la retenue présente des conditions caractéristiques de retenues à fort marnage ; les berges sont peu biogènes comme en témoignent les résultats des inventaires de macroinvertébrés effectués en 2023.

Sur la période 1978-2007 (études menées en 1978, 1996 et 2007), nous avons vu une évolution de la communauté phytoplanctonique avec le développement d'espèces qualifiées de polysaprobies (i.e., capables de supporter des eaux fortement polluées), *O. agardhii*, *P. agardhii*, *C. meneghiniana*, *G. parvulum*, *P. cinctum*, *P. morum*. Dès 1996, la communauté phytoplanctonique a évolué avec l'apparition de *Chlorophyta* et de *Cyanophyta*. En 2023, les analyses portent sur les groupes taxonomiques et non pas sur des espèces, mais l'analyse conclut à une assez bonne qualité des eaux; la présence de *Cyanophyta* est néanmoins rencontrée dans les baies où la pression anthropique est forte.

La communauté zooplanctonique a évolué depuis un stade oligotrophe en 1978 (Champeau. com. pers) à un stade méso-eutrophe à la fin des années 2000 (Chappaz *et al.*, 2009), caractérisée, à partir de 1995-96, par un développement de petits cladocères *B. longirostris*, *C. pulchella*, *D. brachyurum* caractérisant cet état (Glimicz, 1969 ; Hakkari, 1978 ; Amoros, 1984 ; Boikova, 1984 ; Viljverberg & Koelewijn, 1991). En outre, l'étude de 2023 montre la présence de deux espèces exotiques *L. kindtii* et *Bythotrephes longimanus* qui sont des espèces prédatrices du zooplancton.

Il convient également de noter la présence avérée de deux moules, la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) et surtout la moule quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*, ou

Dreissena bugensis) apparue récemment, dont l'arrivée dans le lac serait relativement récente (entre 2017 et 2023 pour la zébrée et 2023 pour la quagga). Compte tenu de la forte capacité de filtration de cette espèce (ou sous-espèces) et de son abondance, une modification de l'équilibre trophique du lac doit être envisagé.

Face à ce constat, quelques préconisations de suivis peuvent être faites.

La physico-chimie

Ainsi, sur les aspects physico-chimiques, les suivis DCE actuellement réalisés seront renforcés à moindre coût par les profils verticaux de températures et d'oxygènes enregistrées par la ligne de capteurs installée à proximité du barrage. Ces températures pourraient être corrélées aux mouvements de la masse d'eau, "entrées et sorties"

Les mesures des paramètres obtenus par analyses des données satellitaires, fréquentes et répétées dans le temps, pourraient compléter le dispositif. Ces mesures pourraient jouer un rôle d'alerte en cas de modifications importantes susceptibles de provoquer un dysfonctionnement du milieu et de détériorer les conditions de vie des organismes aquatiques (*e.g.* forte concentration en chlorophylle *a*). A noter également que l'imagerie Landsat permet d'envisager la reconstitution de chroniques avec une profondeur temporelle supérieure à celles des suivis réalisés sur le terrain dans le cadre des études hydrobiologiques.

- Pour cela, sur Serre-Ponçon, un travail d'ajustement de l'algorithme et de validation des produits issus de la télédétection de la couleur de l'eau serait nécessaire. Des mesures *in situ* et synchrones avec le passage des satellites devraient être programmées, mesures *in situ* qui pourraient être issues du suivi en continu de la température mis en place dans le cadre du RNT ou encore des mesures en continue obtenues par la sonde EXO2 qu'il est prévu d'installer et qui sera gérée par le S.M.A.D.E.S.E.P.
- Il serait aussi envisageable de calculer des paramètres plus intégrés que les paramètres bruts mesurés comme par exemple la fréquence d'apparition de blooms algaux, leur variation inter-annuelle, leur position dans l'espace.

Par ailleurs, bien que globalement la retenue soit en bon état, plusieurs indicateurs pointent une perturbation sur la station Chanteloube (MES, Chloro *a*, DCO, oxygène, nutriments) et dans une moindre mesure, dans la baie St Michel.

- Cela suggère la mise en place d'actions visant à mieux contrôler les apports de nutriments à la retenue et en particulier la qualité des eaux du rejet de la STEP de Chorges. Ces actions devraient s'accompagner *a minima* de suivis des conditions physico-chimiques sur ces stations.

Les cyanobactéries

L'identification des cyanobactéries dans la retenue n'est pas récente mais en cas de conditions météorologiques extrêmes, qu'il s'agisse de sécheresse jouant sur l'hydrologie ou de fortes chaleurs, une surveillance de ce groupe algal est suggérée d'autant plus que le suivi réglementaire réalisé en application de la DCE n'a pas pour objectif la détection de cyanobactéries toxiques. De plus, le suivi DCE se fait au point le plus profond alors que les blooms de cyanophycées apparaissent principalement dans les queues de retenues (moins de turbulence) et dans les zones avec une forte activité humaine. Les outils satellitaires ne permettant pas encore la détermination de ce groupe algal, leur détection passe par des échantillonnages in situ qui peuvent néanmoins être relativement simples et rapides avec un équipement spécifique (AlgaeTorch par exemple).

Le zooplancton

Le zooplancton est un groupe taxonomique fondamental notamment comme ressource pour les poissons et qui ne fait pas l'objet de suivi dans le cadre réglementaire. L'apparition de deux nouvelles espèces exotiques de grande taille et prédatrices, susceptibles de modifier la structure de la communauté et le fonctionnement de la retenue, est préoccupante. De plus, les moules qui se sont fortement développées ces dernières années et qui filtrent une grande quantité d'eau, pourraient entrer en compétition pour la ressource trophique avec le zooplancton. Un suivi régulier devrait être mis en place afin d'étudier l'évolution de cette communauté de zooplancton, notamment l'évolution des densités des nouvelles espèces et les dynamiques temporelles des principales espèces.

Les dresseines

Le développement des moules est relativement récent et son impact largement ignoré à l'échelle d'un écosystème tel que Serre-Ponçon. L'étendue et la progression de ces mollusques mériterait d'être étudiée en lien avec l'évolution du statut trophique de la retenue et des compartiments planctoniques. L'écologie de la moule quagga sur le lac Léman va faire l'objet d'un travail de thèse; Il serait intéressant de voir dans quelle mesure les résultats peuvent être mobilisés sur Serre-Ponçon, voire d'envisager un rapprochement avec l'équipe encadrante dans une optique d'analyse comparative entre le Léman et Serre-Ponçon. Il pourrait être également intéressant d'étudier l'effet du fort marnage de Serre-Ponçon sur la dynamique de colonisation des zones littorales par les dresseines.

Les macroinvertébrés

Les macroinvertébrés sont particulièrement peu abondants et peu diversifiés en zone littorale. Cela reflète l'impact des variations de niveaux d'eau et il semble peu envisageable d'améliorer la qualité de ce compartiment biologique sans remettre en cause la gestion du marnage inhérent aux usages.

L'ichtyofaune

L'ichtyofaune, par rapport au phytoplancton ou au zooplancton, constitue *a priori* une communauté plus stable dans le temps (notamment parce que la durée de vie des organismes est plus longue) mais qui est aussi fortement manipulée, à la fois par les gestionnaires de la pêche et par les pêcheurs qui en bénéficient. La fréquence de mesure tous les six ans avec le protocole standardisé tel que préconisé par la DCE et les suivis de captures des pêcheurs aux engins tels qu'ils sont pratiqués aujourd'hui, semblent à même de montrer l'évolution de la structure du peuplement avec suffisamment de finesse. Néanmoins, l'évolution des densités, qui semble assez faible, est plus difficile à apprécier. L'indice poisson tendrait à montrer une augmentation de la densité qu'il s'agira de confirmer ou pas lors des prochaines pêches DCE. Ces informations acquises dans le cadre réglementaire pourraient être consolidées par la réalisation de nouvelles campagnes d'hydroacoustique dans des conditions opératoires identiques à celles de la présente étude.

Concernant les espèces d'intérêt halieutique déjà présentes dans le milieu, des informations complémentaires peuvent contribuer à une amélioration de leur gestion :

- Les données biologiques (croissance notamment) peuvent par exemple s'avérer pertinente. Pour cela, des prélèvements de matériel biologique sur les poissons capturés par les pêcheurs pourraient être organisés en vue d'une analyse en laboratoire.
- Certaines données écologiques telles que l'utilisation des habitats, les migrations effectuées, les zones de reproduction. Outre certaines observations, des suivis télémétriques peuvent être mis en place pour déterminer ces caractéristiques spécifiques, notamment sur le brochet, le corégone et la truite lacustre. Une meilleure connaissance des comportements est très utile pour mieux comprendre les exigences des espèces tout au long de leur cycle de vie.
- Les carnets de pêche apportent des informations très utiles au suivi des populations d'intérêt halieutique mais des enquêtes pourraient également être mises en place afin de quantifier l'effort et l'impact de la pêche amateur de bordure.

En ce qui concerne les nouvelles espèces, avant d'investir dans le soutien régulier des populations, un suivi de leur dynamique est nécessaire. C'est le cas du sandre dont la présence dans la retenue était ignorée et qui a été capturé récemment pour la première fois. Cela pourrait aussi être le cas d'autres espèces en cas d'introduction volontaire ou pas (crustivomer ? black bass ?). A noter également le gobie à taches noires, espèce invasive présente dans le bassin versant de la Durance et du Verdon à l'aval de la retenue représente un danger potentiel pour la retenue. Une sensibilisation auprès des pêcheurs aux risques liés à l'introduction de cette espèce serait probablement utile.

Le projet UROS a mobilisé beaucoup de moyens et les résultats obtenus étaient encourageants. Il semble avoir débouché sur de nouveaux aménagements d'écopontons. Des suivis dédiés à quantifier leur efficacité sur le long terme seraient utiles et très informatifs. Ces dispositifs originaux pourraient rentrer dans le réseau de sites de démonstration des actions de restauration en plans d'eau piloté par le pôle Ecla. A noter que l'on peut attendre un effet bénéfique des aménagements sur l'ensemble des compartiments biologiques.

Dans les perspectives d'exploitation de la retenue figure la mise en place d'une pisciculture. Cette dernière risque, au moins localement, de modifier la qualité de l'eau et des sédiments. En cas de développement du projet, il conviendra :

- De mettre en place un suivi des conditions trophiques et chimiques (antibiotique, désinfectants...) et biologiques de l'eau et des sédiments au niveau de la station d'implantation et dans un rayon plus ou moins large afin de mesurer l'empreinte du projet. Ce suivi devra débiter avant la mise en place de la pisciculture afin de disposer d'un état « de référence ».
- D'analyser les risques de pollution génétique éventuelle (du fait de fuite des poissons).

Enfin, une attention particulière devra être portée à l'évolution du régime hydrologique de la retenue qui pourrait résulter de la modification des usages qui y sont associés et du changement climatique et qui pourrait impacter l'état trophique du système.

--o0o--

Bibliographie

Adams, C.E. (1994). The fish community of loch Lomond, Scotland : its history and rapidly changing status. *Hydrobiologia*, 290 : 91-102.

Adrian, R., O'Reilly, C. M., Zagarese, H., Baines, S. B., Hessen, D. O., Keller, W., Livingstone, D. M., Sommaruga, R., Straile, D., van Donk, E., Weyhenmeyer G. A. & Winder, M. (2009). Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography*, 54 : 2283–2297.

Aglen, A. J. F. F. R. (1983). Random errors of acoustic fish abundance estimates in relation to the survey grid density applied. *FAO Fisheries Report (FAO)*, 300.

Anonyme (1965). Evaluation des charges piscicoles pour le lac de retenue de Serre-Ponçon. Compte rendus des déversements effectués par le service forestier. Résultats des pêches de sondage au filets des 3 et 4 novembre 1965. *Eaux et Forêts Série 12 n°28- J.A.* 808152

Anonyme (1967). Compte rendu des enrichissements de la saison froide 1966-1967. Résultats de la campagne de pêches aux filets d'avril et septembre 1967. Direction Départementale de l'Agriculture N° 1641/SF-MP/SV

Anonyme (1970a). Compte rendu des enrichissements de la saison froide 1968-1969. Sondages par pêches aux filets Mai et juillet 1969. Direction Départementale de l'Agriculture N° 996/SHF-FM/SV

Anonyme (1970b). Utilisation des charges piscicoles pour le lac de retenue de Serre-Ponçon- sondages par pêche au filet mai et juillet 1969. 5 pages + 3 Annexes. Rapport D.D. A des Hautes Alpes N° 996/SHF-FM/SV

Arlinghaus, R., Cooke, S.J., Coleman, F.C., Figueira, W.F., Ueland, J.S., Crowder, L.B. Global (2005). Impact of recreational fisheries. *Science*, 307 : 1561–1563. pmid:15765561

Arlinghaus, R., Cooke, S.J., Johnson, B.M. & Anrooy, R.V. (2012). *Recreational fisheries*. Rome : Food and Agriculture Organization of the United Nations. *FAO Technical guidelines for responsible fisheries*, 13. ISBN 978-92-5-107214-1. SH331.A74 2012

Bagarry, C. (1982). Contribution à l'étude des caractéristiques physico-chimique d'un lac de barrage : la retenue hydroélectrique de Serre-Ponçon. Thèse de 3ème cycle, Université Aix Marseille I.

Barthelemy, C. (2005). Des rapports sociaux à la frontière des savoirs. Les pratiques populaires de pêche amateur au défi de la gestion environnementale du Rhône. Doctorat de sociologie Université Aix Marseille I, 375p

Balk, H. & Lindem, T. (2017). Sonar4 and Sonar5-Pro post processing systems. Operator manual version 6.0.4.

Bastide, M. (1961). Retenue hydroélectrique de Serre-Ponçon. Plan de mise en valeur piscicole rationnelle. Nécessité d'une étude préliminaire. N° 93/P.P. 2 pages. Ministère de l'Agriculture, Direction Générale des eaux et des forêts.

Beall, G. (1960). Importance économique de la Pêche d'amateur. Extrait du Bulletin Officiel d'Information du Conseil Supérieur de la Pêche, 55 : 53-60.

Beaudreau, A. & Levin, H, P.S. (2014). Advancing the use of local ecological knowledge for assessing data-poor species in coastal ecosystems. *Ecological Applications*, 24 : 244-256.

Birk S., *et al.*, (2020). Impact of multiple stressors on freshwater biota across spatial scales and ecosystems. *Nature Ecology and Evolution*, DOI : 10.1038/s41559-020-1216-4.

Blanck, A. & Lamouroux, N. (2007). Large-scale intraspecific variation in life-history traits of 44 European freshwater fish. *Journal of Biogeography*, 34 : 862–875.

Bodt, J-M., Santoul, F. & Lefebvre, M. (2017). Analyse du traitement médiatique du silure glane, une espèce au centre de controverses. *Vertigo*, 17(1) : 1-14.

Bouffet-Halle, A., Mériguet, J., Carmignac, D., Agostini, S., Millot, A., Perret, S., Motard, E., Decenciere, B. & Edeline, E. (2021). Density-dependent natural selection mediates harvest-induced trait changes. *Ecology Letters*, 24 : 648-657. DOI : 10.1111/ele.13677.

Bregazzi, P.R. & Kennedy C.R. (1982). The response of a perch *Perca fluviatilis* population to eutrophication and associated changes in fish fauna in a small lake. *Journal Fish Biology*, 20:21-31.

Bressac, Y. (1982). Contribution à l'étude du peuplement zooplanctonique d'un lac de barrage : la retenue hydroélectrique de Serre-Ponçon. Thèse 3ème cycle, Université Aix Marseille I, 152p.

Brosse, S., Dauba, F., Oberdorff, T. & Lek, S. (1999). Influence of some topographical variables on the spatial distribution of lake fish during summer stratification. *Fundamental and Applied Limnology*, 145(3) : 359–371.

Brosse, S., Grossman, G.D. & Lek, S. (2007). Fish assemblage patterns in the littoral zone of a European reservoir. *Freshw. Biol.* 52, 448–458. DOI : /10.1111/j.1365-2427.2006.01704.x.

Brucet, S., Pedron, S., Mehner, T., Lauridsen, T.L., Argillier, C. Winfield, I. & al. (2013). Fish diversity in European lakes : geographical factors dominates over anthropogenic pressures. *Freshwater Biology*, 58(9), 1779-1793.

Brun, G., Chappaz, R. & Olivari, G. (1990). Modification in habitat use patterns and trophic interrelationships in the fish fauna of an oligotrophic artificial lake. *Hydrobiologia*, 207, 197-208.

Cazaubon, A. (1994). Etude Hydrobiologique du lac de Serre-Ponçon. Analyses physico-chimique des eaux, étude des algues. Rapport Agence de l'Eau RMC et Société des Eaux de Marseille. 23p + annexes.

Champeau A., (1982). Les retenues hydroélectriques du Verdon. Impact sur la rivière. Conséquences du marnage. *Bulletin d'Ecologie*, 13 : 203-239.

Champeau, A. & al. (1980a). Etude hydrobiologique de la retenue hydroélectrique de Serre-Ponçon (Hte Alpes) : 1er cycle annuel. Rapport E.D.F. E2271, 125 p.

Champeau, A. & al. (1980b). Les retenues hydro-électriques du Verdon. Impact sur la rivières. Conséquences du marnage. Rapport Commission Faune-Flore Ministère de l'Environnement, 98 p.

Champeau, A. & al. (1983). Etude hydrobiologique de la retenue hydroélectrique de Serre-Ponçon (Hte Alpes) : 2ème cycle annuel. Rapport E.D.F., 203 p.

Chappaz, R., Doucende, D. & Barthelemy, R. (1999). Patterns of change in zooplankton community structures. Assessment of the efficiency of bleak, *Alburnus alburnus* feeding in Serre-Ponçon dam. *Hydrobiologia*, 391 : 127-134

Chappaz, R., Boudenne, J-L., Cazaubon, A., Cuoc, C., Mori, J-P. & Cavalli, L. (2009). IVème Etude hydrobiologique de la retenue de Serre-Ponçon. Rapport au Syndicat Mixte d'Aménagement et de Développement de Serre-Ponçon. 156p.

Chappaz, R., Champeau, A. & Cazaubon, A., 1997. IIIème Etude hydrobiologique de la retenue de Serre-Ponçon. Rapport à la Fédération de Pêche et de Protection des milieux naturels des Hautes Alpes. 46p + annexes

Chappaz, R., Brun, G. & Olivari, G. (1987). Mise en évidence de différences de régime alimentaire dans une population d'ablettes *Alburnus alburnus* (L.) dans le lac de Sainte-Croix. Conséquences sur la croissance et la fécondité. *Annales de Limnologie*, 23, 245-252.

Chappaz, R., Brun, G. & Olivari, G. (1988). Stratégie de développement du Goujon, *Gobio gobio* (L.) dans un lac oligotrophe : la retenue de Sainte Croix. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences. Paris. t. 307, Série III*, 493-497.

Chappaz, R., Brun, G. & Olivari, G. (1989). Contribution à l'étude du régime alimentaire, de la croissance et de la fécondité de la perche (*Perca fluviatilis* L.) dans un lac oligotrophe de région tempérée. *Revue des sciences de l'eau*, 2:95-107.

CEN. (2014). Water quality - guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods. European Committee for Standardization, European Standard EN 15910:2014, Brussels.

CEN. (2015). Water quality - sampling of fish with multi-mesh gillnets. European Standard EN 14757:2015, Brussels.

Changeux, T. & Zyberblat, M. (1993). Analyse des statistiques de pêche aux engins dans le bassin du Rhône. Première partie : étude de l'effort de pêche Bulletin Français de Pêche et de Pisciculture, 330 : 245-269

Changeux, T., Bonnieux, F. & Armand, C. (2001). Cost benefit analysis of fisheries management plans. Fisheries Management and Ecology, 8 : 425-434.

Charrier, O. (2015). Le rôle des pratiques spatiales des pêcheurs amateurs dans la construction de leurs savoirs locaux. 79p. Hal : dumas-01373412.

Chizinski, C.J., Martin, D.R. & Pope, K.L. (2014). Self-confidence of anglers in identification of freshwater sport fish. Fisheries Management and Evolution, 448-453.

Cowx, I.-G., Arlinghaus, R. & Cooke, S.-J. (2010). Harmonizing recreational fisheries and conservation objectives for aquatic biodiversity in inland water. Journal of Fish biology, 76 : 2194-2215.

Ctgreff (1980). Etude ichtyologique de la retenue de Serre-Ponçon. Rapport au Ministère de l'Agriculture. Groupement d'Aix en Provence. 52p + annexes.

Cucherousset, J., Lassus, R., Riepe, C. & al. (2021). Quantitative estimates of freshwater fish stocking practices by recreational angling clubs in France. Fisheries Management Ecology, DOI : 10.1111/fme.12471.

Cuvier, E., Gilles, A., Pech, N., Duflot, L., Tissot, R. & Chappaz, R. (2019). Canals as ecological corridors and hybridization zones for two cyprinid species. *Hydrobiologia*. 830 :1-16.

Daupagne, L., Rolan-Meynard, M., Logez, M. & Argillier, C. (2021). Effects of fish stocking and fishing pressure on fish community structures in French lakes. Fisheries Management and Ecology, 28(4), 317-327. DOI : 10.1111/fme.12476.

Daufresne, M., Lengfellner, K. & Sommer, U. (2009). Globalwarming benefits the small in aquatic ecosystems. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 106 (12788) : 12793.

De Kerckhove, D.T., Minns, C.K. & Chu, C. (2015). Estimating fish exploitation and aquatic habitat loss across diffuse inland recreational fisheries. PLoS One. 15;10(4) : e0121895. DOI : 10.1371/journal.pone.0121895.

Diner, N. & Marchand, P. (1995). Acoustique et pêche maritime, IFREMER.

Drastík, V., Godlewska, M., Balk, H., Clabburn, P., Kubečka, J., Morrissey, E., Hateley, J., Winfield, I.J., Guillard, J. (2017). Hydroacoustic standardization : a new step forward based on comparisons of methods and systems from a large deep lake. *Limnology and Oceanography Methods* 15 (10), 836–846. DOI : 10.1002/lom3.10202.

Dubois, C., Richeux, C., Tourencq, J.N. & Lejolivet, C. (1994). Régime et comportement du gardon (*Rutilus rutilus*) et de la Perche (*Perca fluviatilis*) de la retenue de Pareloup. II. Les adultes. *Hydroécologie Appliquée*. 6 : 243-256.

Edeline, E., Lacroix, G., Delire, C., Poulet, N. & Legendre, S. (2013). Ecological emergence of thermal clines in body size. *Global Change Biology*, 19 (10) : 3062-8. DOI : 10.1111/gcb.12299.

Eie, J-A. & Borgstrom, R. (1981). Distribution and food of roach (*R. rutilus*) and perch (*P. fluviatilis*) in the eutrophic lake Arungen. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. 21(2) : 1257-1263.

Eklöv, P. (1997). Effects of habitat complexity and prey abundance on the spatial and temporal distributions of perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 54 : 1520-1531.

Elmer, L.K., Kelly, L.A., Rivest, S., Steell, S.C., Twardek, W.M., Danylchuk, A.J., Arlinghaus, R., Bennett, J.R. & Cooke, S.J. (2017). Angling into the Future : Ten commandments for recreational fisheries science, management, and stewardship in a good anthropocene. *Environmental Management*, 60(2):165-175. DOI : 10.1007/s00267-017-0895-3.

Emmrich, M., Winfield, I. J., Guillard, J., & al. (2012). Strong correspondence between gillnet catch per unit effort and hydroacoustically derived fish biomass in stratified lakes. *Freshwater Biology*, 57 : 2436–2448.

Estlander, S., Nurminen, L., Olin, M., Vinni, M., Immonen, S., Rask, M., Ruuhijärvi, J., Horppila, J. & Lehtonen, H. (2010). Diet shifts and food selection of perch *Perca fluviatilis* and roach *Rutilus rutilus* in humic lakes of varying water colour. *Journal of Fish Biology*, 77 : 241–256. DOI : 10.1111/j.1095-8649.2010.02682.x.

Fleming, P.-A. & Bateman, P.-W. (2016). The good, the bad, and the ugly : which Australian terrestrial mammal species attract most research ? *Mammals Review*, 46 : 241-254.

Forbes, S.T., & Nakken, C. (1972). Manuel des méthodes de prospection et d'évaluation des ressources halieutiques. Deuxième partie. Emploi d'instruments acoustiques pour détecter le poisson et en estimer l'abondance. *Man. FAO Sci. Halieut.*, 5:147 p.

Frossard, V., Goulon, C., Guillard, J., Hamelet, V., Jacquet, S., Lainé, L., Rautureau, C., Rimet, F. & Tran-Khac, V. (2024). Suivi de la qualité écologique du lac d'Annecy. Rapport 2023. SILA (éd.) et INRAE-Thonon, 42 p et annexes.

Gachelin, S. (1979). Profils thermiques verticaux et saturation en oxygène, 01/09/1978, 12/06/1979, le 07/09/1979. Rapport S.R.A.E. Section Qualité des Eaux, Aix en Provence.

Galafassi, S., Sala, P. & Volta, P. (2019). Shoreline fish distribution in Italian lakes assessed by electrofishing. *Freshwater Metadata Journal*, 1–5. DOI : 10.15504/fmj.2019.42.

Gerdeaux, D. (1985). Les fluctuations dans les populations de poissons d'eau douce. Conséquences sur les études écologiques. *Revue Française des Sciences de l'Eau*, 4(4) : 255-276.

Ginelli, L. (2015). Jeux de nature, natures en jeu. Des loisirs aux prises avec l'écologisation des sociétés. Sociologie. Université de Bordeaux. NNT : 2015BORD0050 NNT. HAL : 01289632.

Giussani, G. & Ruffoni, T. (1985). Biology and growth of the bleak (*Alburnus alburnus alborella*) in two lakes characterised by a different trophic level. *Memoirie dell'istituto Italiano di Idrobiologica*, 43 : 147-159.

Godlewska, M., Colon, M., Doroszczyk, L., Lugoszewski, B. D, Verges, C. & Guillard, J. (2009). Hydroacoustic measurements at two frequencies : 70 and 120 kHz—consequences for fish stock estimation. *Fisheries Research*, 96 : 11–16.

Gophen, M. & Threlkeld, S. (1989). An experimental study of zooplankton consumption by the lake Kinneret sardine. *Archives für Hydrobiologie* 115, 91-95.

Goulon, C., Westrelin, S., Samedy, V., Roy, R., Guillard J. & Argillier C. (2018). Complementarity of two high-resolution spatiotemporal methods (hydroacoustics and acoustic telemetry) for assessing fish distribution in a reservoir. *Hydroécologie Appliquée*, 20 : 57-84.

Granek, E.F., Madin, E.M., Brown, M.A., Figueira, W., Cameron, D.S., Hogan, Z., Kristianson, G., de Villiers, P., Williams, J.E., Post, J., Zahn, S. & Arlinghaus, R. (2008). Engaging recreational fishers in management and conservation : global case studies. *Conservation Biology*, 22(5):1125-34. DOI : 10.1111/j.1523-1739.2008.00977.x.

Griffiths, S.P. & Fay, G. (2012). Integrating recreational fisheries data into stock assessment : implications for model performance and subsequent harvest strategies. *Fisheries Management and Ecology*, 22 : 19-2012.

Guillard J. (2016). L'acoustique au service de l'écologie halieutique. *Traitement du Signal*, 1 : 113-130. DOI : 10.3166/TS.33.113-130

Guillard, J. & Vergès, C. (2007). The repeatability of fish biomass and size distribution estimates obtained by hydroacoustic surveys using various sampling strategies and statistical analyses. *International Review of Hydrobiology*, 92 : 605–617.

Guillard, J., Gerdeaux, D., Brun, G. & Chappaz, R. (1992). The use of géostatistics to analyse data from an echo-integration of fish stock in Lake Sainte Croix. *Fisheries Research*, 13 : 395-406.

Guivier, E., Gilles, A., Pech, N., Duflot, N., Tissot, L., & Chappaz, R. (2018). Canals as ecological corridors and hybridization zones for two cyprinid species. *Hydrobiologia*, 830 : 1-16. DOI : 10.1007/s10750-018-3843-1.

Hartmann, J. (Von) (1978). Fischwachstum bei Oligo-, Meso- und Eutrophie des Bodensees. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 40 (1) : 32- 39.

Hartmann, J. (Von) & Nûmann, W. (1977). Percids of lake Constance, a Lake Undergoing Eutrophication. *Journal of Fisheries Research Board of Canada*, 34 : 1670-1677.

Hind, E. (2015). L'étude des savoirs des pêcheurs aujourd'hui, hier et Ressources Marines et Traditions. *Bulletin Information de la CPS*, 34 : 13-34.

Hitier, R. & Rouillet, P. (2019). Je me souviens donc je me trompe. Hartmattan vidéo. NUMAL 1308417 Copyright Scientifilms : Arte France : CNRS images 2016 <https://www.youtube.com/watch?v=WtGcr-AjrI8>

Holcik, J. (1977). Changes in fish community of Klicaca reservoir with particular reference to Eurasian perch (*Perca fluviatilis*), 1957-72. *Journal Fisheries Research Board of Canada*, 34 : 1734-1747.

Horppila, J., Ruuhijärvi, J., Rask, M., Karppinen, C., Nyberg, M. & Olin, M. (2000). Seasonal changes in the diets and relative abundances of perch and roach in the littoral and pelagic zones of a large lake. *Journal Fish Biology*, 56(1) : 51-72.

Hrbàcek, J. (1962). Species composition and the amount of zooplankton in relation to fish stock. *Rozpr. CSAV, MPV* 72, 104 p.

Hunt, L.M., Sutton, S.G. & Arlinghaus, R. (2013). Illustrating the critical role of human dimensions research for understanding and managing recreational fisheries within social-ecological system framework. *Fisheries Management and Ecology*, 20 : 111-124.

Jenny, J.-P., Avriillier, J.-N., Cachera, S., Costel, C., Crépin, L., Itier-Desgué, O., Goulon, C., Guillard, J., Hamelet, V., Hustache, J.C., Jacquet, S., Laine, L., Perney, P., Quétin, P., Raphy, J., Rautureau, C., Rimet, F., Rasconi S. & Tran-Khac, V. (2024). Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2023. *Rapport INRAE-CISALB*, 101 p.

Jeppesen, E., M., Søndergaard, J. P., Jensen, K. & al. (2005). Lake responses to reduced nutrient loading an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50 : 1747–1771.

Jeppesen, E., Mehner, T., Winfield, I.J. & al. (2012). Impacts of climate warming on the long-term dynamics of key fish species in 24 European lakes. *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-012-1182-1

Kerouaz, F. (2021). Les mécanismes de régulation de la Pêche récréative aux poissons migrateurs face aux hétérogénéités des préférences. Thèse de doctorat Université de Bordeaux, 282p.

Langangen, O., Edeline, E., Ohlberger, J., Winfield, I.J., Fletcher, J. M., James, J. B., Chr. Stenseth, N. & Vøllestad, L. A. (2011). Six decades of pike and perch population dynamics in Windermere. *Fisheries Research*, 109 : 131–139.

Lappalainen, J., Tarkan, A. S. & Harrod, C. (2008). A metaanalysis of latitudinal variations in life-history traits of roach, *Rutilus rutilus*, over its geographical range : linear or non-linear relationships ? *Freshwater Biology*, 53 : 1491–1501.

Lapointe, N.W.R., Corkum, L.D. & Mandrak, N.E. (2006). A Comparison of Methods for Sampling Fish Diversity in Shallow Offshore Waters of Large Rivers. *North American Journal of Fisheries Management*, 26:503–513. DOI : 10.1577/M05-091.1.

Laurent, P-J. (1979). Rapport sur l'évaluation acoustique de l'ichtyomasse de la retenue de Serre-Ponçon. 3p + annexes

Léger, L. (1934-35). Etudes d'hydrobiologie piscicole Alpine. Cours d'eau et lacs du département des Hautes Alpes avec une carte au 1/200000 en trois couleurs. - Travaux Hydrobiologie Piscicole, Université de Grenoble 25/26 : 187-212.

Lessmark, O. (1983). Competition between perch *Perca fluviatilis* and Roach *Rutilus rutilus* in south Swedish lakes. Doctoral dissertation, University Lund, 172p.

Lobon Cervia, J. & Torres, S. (1983). On the growth and reproduction of two populations of gudgeon (*Gobio gobio*) in Central Spain. *Acta Hydrobiologia*. 25/26 : 101-115.

Love, R. H. (1971). Dorsal-Aspect Target Strength of an Individual Fish. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 49 : 816–823. DOI : 10.1121/1.1912422

MacLennan, D. N., Fernandes, P. G. & Dalen, J. (2002). A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES Journal of Marine Science*, 59 : 365–369.

Machado Martins, I., Pereira Medeiros, R, Maikon, D. & Hanazaki, N. (2018). What fishers' local ecological knowledge can reveal about the changes in exploited fish catches. *Fisheries research*, 198 : 109-116.

Mann, R.H.K. (1980). The growth and reproductive strategy of the gudgeon *Gobio gobio* in two hard water rivers in southern England. *Journal of Fish Biology*, 17 : 163-176.

Marin, V., Arranz, I., Grenouillet, G. & Cucherousset, J. (2023). Fish size spectrum as a complementary biomonitoring approach of freshwater ecosystems. *Ecological Indicators*, 146, 109833. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109833>.

Mars, P. (1949). Evolution de l'Etang de Berre. *Bull. Soc. Linnean. De Provence*. Tome XVII : 8-16.

Mac Clenachan, L. (2009). Documenting loss of large trophy fish from the Florida keys with historical photographs. *Conservation Biology*, 23 : 636-643.

Mehner, T., Busch, S. Helland, I. P., Emmrich, M. & Freyhof, J. (2010). Temperature-related nocturnal vertical segregation of coexisting coregonids. *Ecology of Freshwater Fish*, 19 : 408–419.

Miguet, P., Logez, M. & Argillier, C. (2018a) Guide méthodologique de calcul de l'Indice Ichtyofaune pour les Retenues (IIR). Rapport d'étude, 38p. Irstea, pôle AFB/Irstea Hydroécologie plans d'eau.

Miguet, P., Logez, M. & Lizée, M.-H., Argillier, C. (2018b) Développement de l'indice ichtyofaune pour l'évaluation du potentiel écologique des retenues, l'IIR. Rapport d'étude, 27 p. Irstea, pôle AFB/Irstea Hydroécologie plans d'eau.

Moreau, G. & Legendre, L. (1979). Relation entre l'habitat et peuplement de poissons : essai de définition d'une méthode numérique pour les rivières nordiques. *Hydrobiologia*. 67 : 81-87.

Nino, A. (1982). La faune benthique du lac de barrage de Serre-Ponçon : Structure du peuplement de Chironomides. Thèse 3ème cycle. Université Aix Marseille I., 194 p.

Minns, C.K. (1995). Allometry of home-range size in lake and river fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52 : 1499–1508.

Mouget, A., Goulon, C., Axenrot, T., Balk, H., Lebourges-Dhaussy, A., Godlewska, M. & Guillard, J. (2019). Including 38 kHz in the standardization protocol for hydroacoustic fish surveys in temperate lakes. *Remote sensing in Ecology and Conservation*, 5 (4) : 332–345 DOI : 10.1002/rse2.112.

Nordhoff, C. (1930). Notes on the off-shore fishing on the society islands. *Journal of Polynesian Society*, 39 : 137-562.

Northcote, T.G. (1988). Fish in the structure and function of freshwater ecosystems : a « Top-down » view. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences*, 45 : 361-379.

Nussbaum, P. & Evéquo, G. (2014). C'était mieux avant ou le syndrome du rétroviseur. Editions Favre SA.

Ona, E. (1990). Physiological factors causing natural variations in acoustic target strength of fish. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 70(1) : 107-127. DOI : 10.1017/S002531540003424X

Parker-Stetter, S. L. (2009). Standard operating procedures for fisheries acoustic surveys in the Great Lakes. *Great Lakes Fish. Comm. Spec. Pub.* 09-01.

Pauly, D. (1995). Anecdotes and the shifting baseline syndrome of Fisheries. *Tree*, 10, 430.

Pauly, D. (2001). Importance of the historical dimension in policy and management of natural resource systems. In : *Proceedings of the INCO-DEV International Workshop on Information Systems for Policy and Technical Support in Fisheries and Aquaculture* (Eds E. Feoli & C.E. Nauen), pp. 5-10. ACP-EU Fisheries Research Initiative, Brussels.

Persson, L. (1986). Effects of reduced interspecific competition on resource utilization in perch *Perca fluviatilis*. *Ecology*, 67 (2) : 355-364.

Persson, L. & Greenberg, L.A. (1990). Juvenile competition bottlenecks : the perch (*Perca fluviatilis*) – roach (*Rutilus rutilus*) interaction. *Ecology*, 71 : 44-56.

Picon, B. (1991). Chasse, pêche, cueillette : un même objet support d'attitudes et de pratiques sociales différenciées. *Sociétés Contemporaines*, 8 : 87-100.

Politou, C.Y., Economidis, P.S. & Sinis, A.I. (1993). Feeding biology of bleak, *Alburnus alburnus*, in Lake Koronia, northern Greece. *Journal of Fish Biology*, 43, 33-43.

Pont, D., Chappaz, R., Brun, G. & Champeau, A. (1989). Interactions zooplancton poissons dans une retenue oligotrophe de mise en eau récente. *Revue Française des Sciences de l'Eau*, 2 : 777-792.

Pont, D., Logez, M., Carrel, G., Rogers, C. & Haidvog, L. (2015). Historical change on fish species distribution : shifting reference conditions and global warming effect. *Aquatic Sciences*, 77:441-453. DOI 10.1007-014-0386-z

Poulet, N. & Beaulaton, L. (2013). Trends in fish populations in France from 1990 to 2009. *Eau France*, N°7.

Prchalová, M., Kubečka, J., Vašek, M. & al. (2008). Distribution patterns of fishes in a canyon-shaped reservoir. *Journal of Fish Biology*, 73(1) : 54–78.

Rautureau, C., Goulon, C., Guillard, J. (2022). In situ TS detections using two generations of echo-sounder, EK60 and EK80 : the continuity of fishery acoustic data in lakes, *Fisheries Research*, 249, 106237, ISSN 0165-7836. DOI : 10.1016/j.fishres.2022.106237.

Reynier, B. (1991). Suivi Halieutique de la retenue de Serre-Ponçon. Synthèse des résultats obtenus au cours des campagnes de pêche à la traine de 1987 à 1990. Rapport Conseil Supérieur de la Pêche. 69p + Annexes.

Richeux, C., Nogues, J.F., Tourencq, J.N. & Aragon, B. (1994). Inventaire piscicole de la retenue hydroélectrique de Pareloup (Aveyron) lors de la vidange de juin 1993. *Hydroécologie Appliquée*. 6 : 197-226.

Rivier, B. (1986). Suivi halieutique de la retenue de Serre-Ponçon. Synthèse des résultats obtenus au cours des campagnes 1984 et 1985. Rapport CEMAGREF/ Ministère de l'environnement. 92p + annexes.

Roue, M. (2012). Histoire et épistémologie des savoirs locaux et autochtones. *Revue d'éthnoécologie*. Numéro inaugural. DOI : 10:40000/ethnoecologie.813.

Roux, F. (2007). Des pêcheurs sans panier. Contribution à une sociologie des nouveaux usages culturels de la nature. Doctorat de sociologie. Université de Nantes, 354p.

Rudstam, L.G., Jech, J.M., Parker-Stetter, S.L., Horne, J.K., Sullivan, P.J. & Mason, D.M. (2012). Fisheries hydroacoustics. In : Zale, A.V., Parrish, D.L., Sutton, T.M. (Eds.), *Fisheries Techniques*, (3rd edn). American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, p. 40.

Salmon, Q., Colas, F., Westrelin, S., Dublon, J., & Baudoin, J. M. (2022). Floating Littoral Zone (FLOLIZ) : A solution to sustain macroinvertebrate communities in regulated lakes? *Ecological Engineering*, 176, 106509.

Salmon, Q., Rodriguez-Perez, H., Tormos, T., Peroux, T., Dublon, J., Chappaz, R., Pech, N., Diouloufet, V., Baudoin, J.-M. & Argillier, C. (2024). Vème étude hydrobiologique de la retenue de Serre-Ponçon Partie ½ - Juin 2024, Rapport au Syndicat Mixte d'Aménagement et Développement de Serre-Ponçon (S.M.A.D.E.S.E.P.), INRAE-AMU; 157 p.

Salmon, Q. (2022). Evaluation de l'efficacité de zones littorales flottantes artificielles pour atténuer les effets du marnage sur la biodiversité lacustre. Thèse doctorat Université Aix Marseille. <https://ecole-doctorale-251.univ-amu.fr/soutenance/2674>.

Sarvala, J., Helminen, H., Saarikari, V., Salonen, S. & Vuorio, K. (1996). Relations between planktivorous fish abundance, zooplankton and phytoplankton in three lakes of differing productivity. *Hydrobiologia*. 363 : 81-95.

Simmonds, J. & MacLennan, D. N. (2005). *Fisheries acoustics : theory and practice*, Blackwell, Oxford, UK.

Stenson, J.A.E. (1982). Fish impact on rotifer community structure. *Hydrobiologia* 87 : 57-64.

Swierzowski, A., Godlewska, M. & Pottorak, T. (2000). The relationship between the spatial distribution of fish, zooplankton and other environmental parameters in the Solina reservoir, Poland. *Aquatic Living Resources*, 13(5) : 373–377.

Toivonen, A., Roth, E., Gudbergsson, G., Appelblade, H., Bengtsson, B. & Tuunainen, P. (2004). The economic value of recreational fisheries in Nordic countries. *Fisheries Management and Ecology*, 11 : 1-14.

Tomanova, S., Tedesco, P.A., Roset, N., Berrebi dit Thomas, R. & Belliard, J. (2013). Systematic point sampling of fish communities in medium- and large-sized rivers : sampling procedure and effort. *Fisheries Management and Ecology*, 20 : 533–543. DOI : 10.1111/fme.12045.

Tušer, M., Guillard, J., Rustadbakken, A. & Mehner, T. (2022). Comparison of fish size spectra obtained from hydroacoustics and gillnets across seven European natural lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 79(12).

Vašek, M., Kubečka, J., Peterka, J., Čech, M., Drašík, V., Hladík, M., Prchalová, M. & Frouzová, J. (2004). Longitudinal and Vertical Spatial Gradients in the Distribution of Fish within a Canyon-shaped Reservoir. *International Review of Hydrobiology*, 89(4) : 352–362.

Va-sek M., Kube-cka J., Mate- chez J. & Sedun J., 2006. Distribution and Diet of 0p Fish within a Canyon-Shaped European Reservoir in Late Summer. *Int. Rev. Hydrobiol.* 91(2) : 178–194.

Vijverberg, J. & Koelewijn, H.P. (1991). Size dependent mortality and production of *Diaphanosoma brachyurum* in an eutrophic lake. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 24 : 2768-2771.

Vollestad, L.A. (1985). Resource partitioning of roach *Rutilus rutilus* and bleak *Alburnus alburnus* in two eutrophic lakes in SE Norway. *Holarctic ecology*, 8 : 88-92.

Welcomme, R.L. (1986). International measures for the control of introductions of aquatic organisms. *Fisheries* 11 : 4-9.

Yule, D. L., Evrard, L. M., Cachera, S., Colon, M. & Guillard, J. (2013). Comparing two fish sampling standards over time : largely congruent results but with caveats. *Freshwater Biology*, 58 : 2074–2088.

Zhao, Y., Chanales Avi, J.H., Kuhl & B. A. (2021). Adaptive memory distortions are predicted by feature representations in parietal cortex. *The Journal of Neuroscience*, 41(13) : 3014-3024.